

THESIS / THÈSE

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES

Evaluation de la capacité autoépuratoire d'une rivière dans un milieu karstique

Eloy, Olivier

Award date:
2003

[Link to publication](#)

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



FACULTES UNIVERSITAIRES NOTRE-DAME DE LA PAIX

NAMUR

Faculté des Sciences

**Evaluation de la capacité autoépuratoire d'une rivière dans un
milieu karstique**

**Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
licencié en Sciences biologiques**

ELOY Olivier

Août 2003

Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix

FACULTE DES SCIENCES

Secrétariat du Département de Biologie

Rue de Bruxelles 61 - 5000 NAMUR

E-mail:joëlle.jonet@fundp.ac.be - <http://www.fundp.ac.be/fundp.html>

Evaluation de la capacité autoépuratoire d'une rivière dans un milieu karstique

ELOY Olivier

Résumé

Cette étude, portant sur l'existence d'une éventuelle autoépuration au sein d'une rivière s'écoulant sur un milieu karstique, a été réalisée sur trois ruisseaux subissant des perturbations différentes. Afin d'évaluer le caractère autoépuratoire de ces cours d'eau, nous avons tenté de déterminer la qualité des eaux aux pertes, ainsi qu'aux résurgences par trois méthodes différentes. Tout d'abord une analyse des nutriments nous a renseigné la présence de pollution organique sur les trois sites ainsi que d'une nitrification souterraine entre perte et résurgence. Ensuite notre étude se porta sur l'utilisation du matériel biologique, de façons à faire disparaître l'instantanéité que représente l'analyse physico-chimique. Pour ce faire, des prélèvements de macroinvertébrés ont été réalisés. L'utilisation des indices biotiques nous a permis de traduire cette information en une cote finie. Cependant, la faible diversité rencontrée aux droits des résurgences rend l'utilisation de ces indices discutable, eux qui sont justement basés sur cette diversité et sur la polluosensibilité des espèces. C'est pourquoi nous avons préféré l'utilisation plus fine des traits biologiques qui nous a permis de mettre en évidence une amélioration de la qualité des eaux entre la perte et sa résurgence. Il semblerait donc que l'autoépuration des rivières de surfaces se poursuive en milieu souterrain.

Mémoire de licence en Sciences Biologiques

Août 2003

Promoteur: V. Hallet et J.P. Descy

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier les Professeurs Descy et Hallet pour m'avoir offert la possibilité de réaliser ce mémoire dans leurs laboratoires.

Merci aux membres du jury, Messieurs Darchambeau, LaViolette, Rousselet et Toussaint pour avoir prêté un œil critique et attentif à ce mémoire.

Je tiens à remercier le département de Géologie des FUNDP pour leur accueil, leurs conseils et leur disponibilité. Merci à Madame Cornet, Messieurs Hallet et Dagnelie. Ainsi qu'un merci tout particulier à Pierre pour m'avoir aidé tout au long de ce mémoire.

Remerciements

Je tiens également à remercier toute l'équipe de l'URBO. Sans ordre aucun, citons Véronique, Laurent, Bruno, Hugo, André, Clint, Geoff, Yves, Xavier, ...

Merci à François pour sa présence, sa disponibilité, ses nombreux conseils et sa sympathie.

Merci à toutes les personnes que j'ai croisées à un moment où un autre et qui ont répondu à mes questions.

J'exprime toute ma gratitude à Monsieur Usseglio-Polatera pour m'avoir accordé un peu de son temps précieux et pour m'avoir éclairé dans ces longs couloirs sinueux que représentent pour moi les statistiques.

Je remercie vivement Monsieur Frank Fiers pour avoir partagé avec moi son amour du monde souterrain ainsi que pour sa disponibilité.

Comment oublier les bons moments passés avec les « écologistes » que sont Caro, Vanes, Christine, Stéphaniiiie, Julie, Gégé, Fabien, Spoon, Robert, Nico, Stéphane, Polo, Yoann, et Eric.

Merci à Sophie pour mon orthographe déplorable.

Comment également oublier mes amis de toujours ! Merci Den, Zob, Ro, Kb, Alex, Jean-Mi, VanSpeel, Tof et tous les autres ...

Merci également à tout ceux qui ont partagé ma vie étudiante...

Que ceux que j'oublie me pardonnent.

Je remercie mes parents pour m'avoir permis ces longues et coûteuses années d'étude. Merci pour leur soutien et leurs encouragements.

Merci à toi frèrot...

Et enfin merci à celle que j'aime, pour m'avoir soutenu et encouragé durant ces cinq dernières années. Gladys, mon mémoire t'est dédié.

Table des Matières

EVALUATION DE LA CAPACITE AUTOEPURATOIRE D'UNE RIVIERE DANS UN MILIEU KARSTIQUE 2

RESUME 2

TABLE DES MATIERES 5

I INTRODUCTION GENERALE 7

II INTRODUCTION 9

II.1 Contexte hydrogéologique 9

II.1.1 Eau souterraine et nappe aquifère..... 9

II.1.2 Origine de l'eau souterraine 11

1. Infiltration météorique : 11

2. L'infiltration des cours d'eau superficiels :..... 11

3. La condensation : 12

II.1.3 L'émergence de l'eau souterraine à la surface du sol :..... 12

II.1.4 Le karst du synclinorium de Dinant 14

1. Les calcaires en Wallonie..... 14

2. Lithologie 14

3. L'hydrogéologie des calcaires..... 15

II.2 Les facteurs abiotiques de l'environnement souterrain : 16

II.2.1 L'obscurité..... 16

II.2.2 La température 16

II.2.3 L'eau : débit, vitesse et niveau 17

II.3 Les aquifères karstiques comme biotopes souterrains et leur population..... 18

II.3.1 Les macroinvertébrés comme témoins de la qualité des cours d'eau 18

II.3.2 Utilisation des organismes souterrains comme bioindicateurs..... 19

II.4 Autoépuration des eaux souterraines 19

II.4.1 Phénomènes physiques 20

II.4.2 Phénomènes chimiques..... 20

II.4.3 Phénomènes biologiques 20

II.5 Objectif de l'étude : 21

III MATERIEL ET METHODES :..... 22

III.1 Présentation des différents sites..... 22

III.1.1 Le ruisseau de Saint Hadelin..... 22

Description :	22
III.1.2 Le ruisseau de Falmagne	24
Description :	24
III.1.3 Le Ry d'Ave :	26
III.2 Essai de traçage :	27
III.3 Dosage des nutriments	28
Principes des différents dosages :	28
Dosage des orthophosphates (SRP).....	28
Dosage des nitrites (méthodes à la sulfanilamide)	28
Dosage des nitrates	28
Dosage des ions NH_4^+ (ammoniaque).....	28
III.4 Macroinvertébrés :	29
IV RESULTATS	31
I Essai de traçage :	31
Essai de traçage pour la Fontaine Saint-Hadelin.....	31
Essai de traçage pour le ruisseau de Falmagne	32
II Analyse physico-chimique :	33
Analyse des nutriments :	33
III Analyse faunistique	34
III.1 Analyse factorielle des correspondances (AFC) :	35
III.2 Indice biotique et IBGN	36
III.2.1 Ruisseau de Falmagne :	36
III.2.2 Ruisseau de la fontaine Saint-Hadelin :	36
III.2.3 Ruisseau de Wellin :	37
III.3 Les traits biologique, physiologique et écologique.....	38
III.3.1 Utilisation des données :	38
III.3.2 Comparaison des traits biologiques.....	40
III.3.2.1 Le ruisseau de Falmagne	40
i) Valeur saprobiale :	40
ii) Degré de trophie :	41
III.3.2.2 Le ruisseau de la Fontaine Saint-Hadelin.....	42
i) Valeur saprobiale :	42
ii) Degré de trophie :	43
III.3.2.3 Le Ry d'Ave de Wellin	44
i) Valeur saprobiale :	44
ii) Degré de trophie :	44
V DISCUSSION	45
VI CONCLUSIONS	48
VII PERSPECTIVES.....	49
VIII REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	50

I Introduction générale

En Belgique, sur 402 millions de m³d'eau, 84 % proviennent des nappes aquifères ; le reste, des eaux de surface préalablement traitées. Le synclinorium de Dinant (Fig.1) comporte un nombre relativement important d'aquifères présentant des caractéristiques très intéressantes en matière d'exploitation des eaux souterraines.

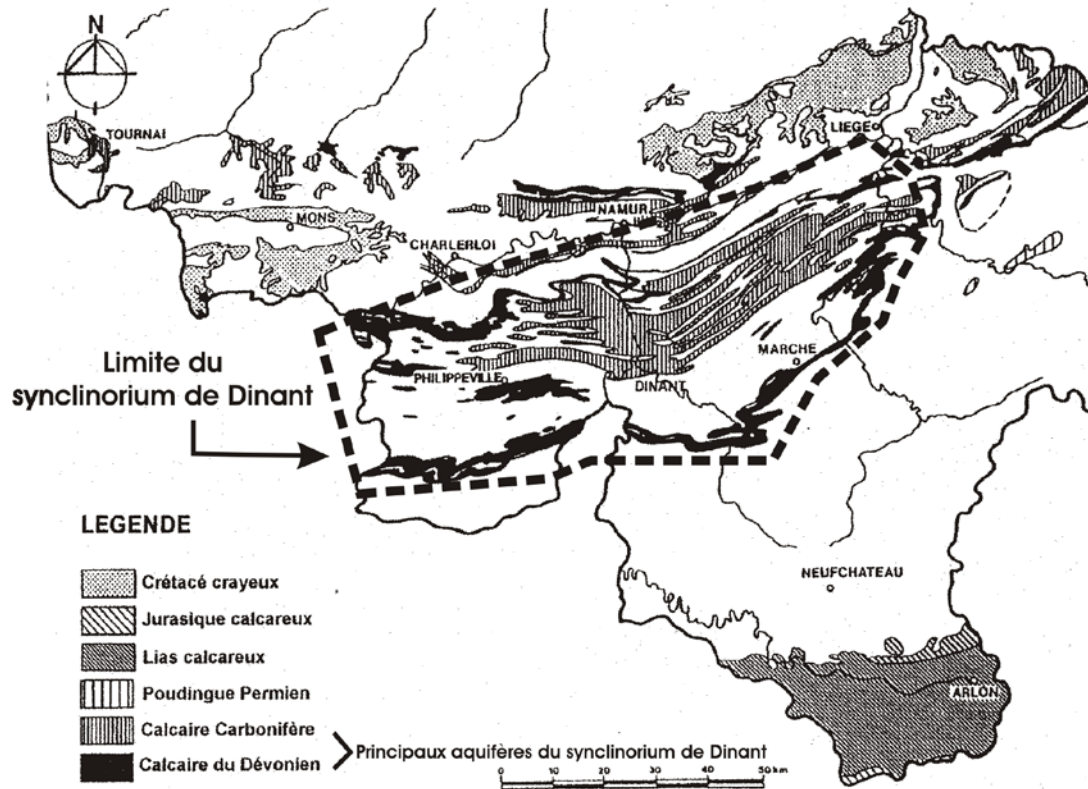
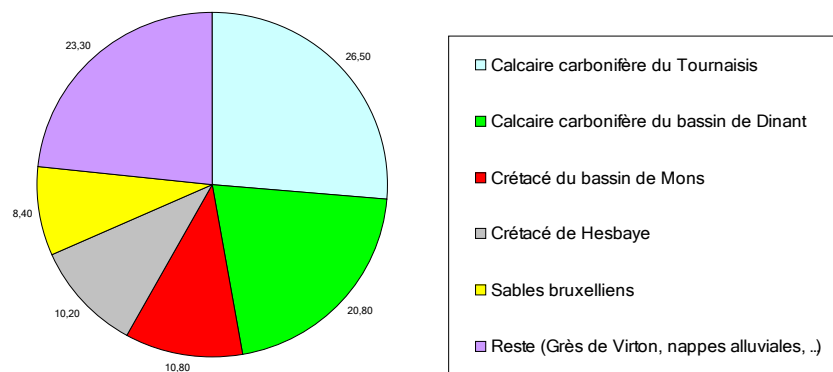


Figure 1 : Localisation du synclinorium de Dinant

Il constitue de ce fait une des principales ressources en eau souterraine de la région wallonne. Actuellement, le volume annuel exploité au droit du synclinorium est de l'ordre de $64,5 \times 10^6$ m³/an, soit 18,5 % de la production totale d'eau souterraine pour la région wallonne (Fig.2) Outre ces volumes exploités, de nombreuses potentialités existent.

La qualité de cette eau souterraine est donc primordiale pour notre approvisionnement.



Sources : Etat de l'environnement wallon

Figure 2 : Répartition des volumes prélevés dans les principaux aquifères de Wallonie.

Les principales ressources aquifères du synclinorium de Dinant sont contenues dans les formations carbonatées des séries du Dévonien moyen et supérieur ainsi que des séries du Tournaisien et du Viséen. Si ces formations sont particulièrement intéressantes d'un point de vue des volumes potentiellement exploitables, elles restent néanmoins très vulnérables aux pollutions suite à la présence de nombreux phénomènes karstiques liés à la dissolution des calcaires par les eaux d'infiltration.

Dans son stade le plus développé, le karst peut présenter des systèmes d'écoulements souterrains en milieu fissuré ouvert mettant en connexion plus ou moins directe des systèmes "pertes - résurgences". Les pertes sont constituées de point d'infiltration des eaux superficielles, les résurgences constituant le point d'émergence de ces rivières souterraines.

Ces infiltrations menacent donc la qualité des eaux souterraines.

Les distances entre les pertes et les résurgences (de quelques dizaines de mètres à plusieurs kilomètres) et le temps de transfert des eaux dans le domaine souterrain peuvent être très variables selon le cadre hydrogéologique (configuration géologique, degré de karstification, topographie, conductivité hydraulique, ...).

Dans nos cours d'eau de surface, une pollution organique peut être assimilée par la biomasse en quelques centaines de mètres, et cela par un processus d'autoépuration. Mais en est-il de même pour nos cours d'eau souterrains ?

La biomasse souterraine extrêmement réduite, suite à l'absence de lumière et de substrat adéquat, influence-t-elle la qualité de cette eau ?

Peu d'information existe quant à la possibilité d'une évolution, en termes d'amélioration ou de dégradation, de la qualité des eaux durant leur transit dans le monde souterrain.

Nous allons tenter de répondre à ces questions par l'étude de trois cours d'eau situés en milieu karstique et possédant une circulation souterraine. Afin d'évaluer l'influence de ce parcours souterrain, nous allons déterminer la qualité des eaux, en amont ainsi qu'en aval de ce dernier. La qualité de l'eau sera évaluée par l'approche physicochimique classique de l'eau, mais aussi et surtout via l'observation des communautés de macroinvertébrés benthiques, indicateurs de la qualité de l'eau.

II Introduction

II.1 Contexte hydrogéologique

II.1.1 Eau souterraine et nappe aquifère

Dans la lithosphère, les eaux souterraines circulent ou stagnent dans les fissures et les pores des roches. Ces eaux sont multiples et peuvent avoir plusieurs origines. Elles sont dites :

- juvéniles ou magmatiques lorsqu'elles proviennent de la condensation des vapeurs de dégazéification des magmas profonds ;
- fossiles si elles sont enfouies sous terres depuis des millénaires et conservées au sein des formations géologiques meubles ;
- thermales lorsqu'elles ont voyagé très profondément sous terre ;
- vadoses, phréatique ou d'infiltration quant elles proviennent de l'infiltration suite aux précipitations.

Les eaux de cette dernière catégorie sont cantonnées dans la couche la plus superficielle de la lithosphère (quelques centaines de mètres tout au plus) et sont désignées sous le terme « d'eaux souterraines ». Leur volume est très important, constituant un notable pourcentage de l'hydrosphère continentale. (Fig .3)

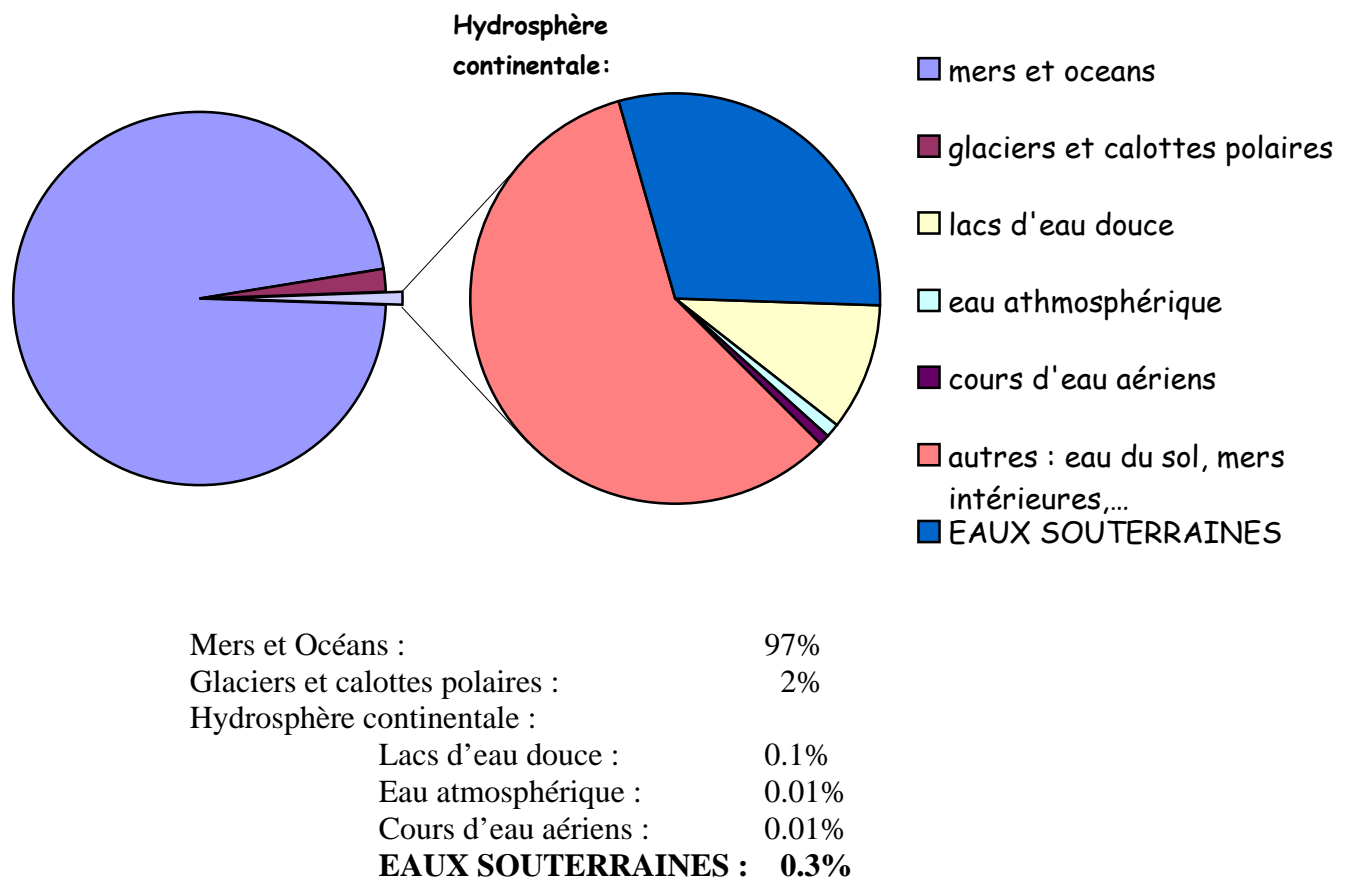
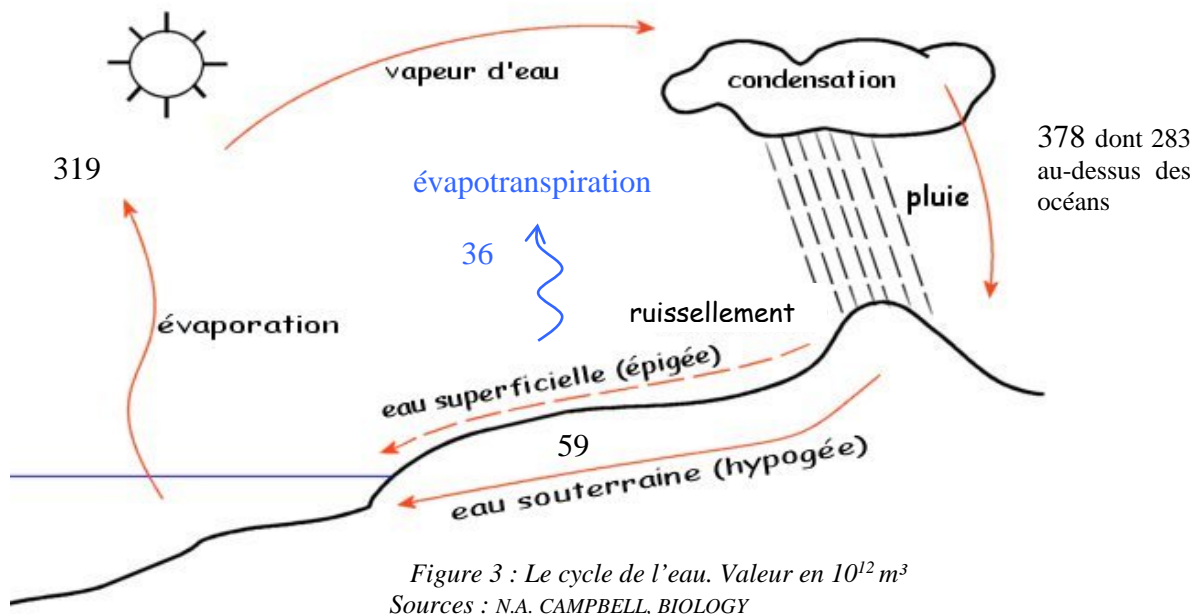


Figure 3 : L'eau dans le monde.

Dans la nature, le cycle de l'eau est bien connu (Fig.3). L'eau liquide, qu'elle soit marine, lacustre ou courante, s'évapore en partie dans l'atmosphère sous l'effet de la chaleur solaire. La vapeur d'eau se condense ensuite à la faveur de variations thermiques ou de pression ; puis elle retombe sous forme « météorique » de pluie, de grêle ou de neige, et reprend alors son état liquide initial. Revenue sur terre - et sans tenir compte de l'eau qui s'évapore immédiatement, ni celle utilisée par les plantes (évapotranspiration) - l'eau liquide peut alors suivre deux destinées : soit elle ruisselle sur le sol et se concentre pour constituer le réseau hydrographique de surface et finalement rejoindre mers et océans, ou bien s'infiltre dans le sol formant ainsi l'eau souterraine et définissant le champs d'application de l'hydrogéologie.



L'hydrogéologie se base sur l'analyse de deux entités essentielles, l'aquifère et la nappe aquifère.

L'aquifère est une unité géologique suffisamment poreuse et perméable pour emmagasiner et fournir une quantité significative d'eau (le contenant) ; cette unité géologique est saturée en eau.

Le terme de **nappe** désigne l'eau souterraine qui circule au sein d'un aquifère (le contenu).

Les formations rocheuses peuvent être classées selon la perméabilité du milieu, en :

- **Aquifère** : formation de roches saturées de bonne conductivité hydraulique et porosité, pouvant être exploitée ;
- **Aquitard** : formation semi-perméable permettant le transit de flux à très faible vitesse ;
- **Aquiclude** : formation de roches saturées de très faible conductivité hydraulique et dans laquelle on ne peut extraire économiquement des quantités d'eau appréciables.

La perméabilité et la porosité d'une roche sont fonction de sa nature, de sa cohésion (meuble ou cohérente) et de son degré de fissuration et/ou d'altération.

Ces notions restent toutefois assez théoriques car en réalité, un terrain, même s'il est constitué d'une roche imperméable, n'est jamais absolument compact et homogène. Il est toujours plus ou moins fissuré, par suite de sa structure tectonique, rendant ce terrain perméable. C'est ce qu'on appelle perméabilité de fissure : l'eau emprunte les fissures entre les blocs et peut ainsi s'enfoncer sous terre (exemple des massifs calcaires).

II.1.2 Origine de l'eau souterraine

L'eau qui existe sous terre peut théoriquement résulter du jeu de trois sources potentielles. A côté des infiltrations d'eaux météoriques, les infiltrations des cours d'eau superficiels et la condensation atmosphérique souterraine jouent un rôle qui est loin d'être négligeable en milieu karstique.

1. Infiltration météorique :

Les proportions relatives d'eau de ruissellement et d'eau d'infiltration sont très variables ; elles dépendent de la nature et de la structure des terrains, des saisons, des latitudes, de la couverture végétale, de la morphologie, ...

L'eau qui s'infiltre traverse d'abord le sol (couche pédologique) puis gagne le sous-sol, où elle atteint la roche mère.

L'infiltration est l'origine la plus abondante d'eau souterraine.

2. L'infiltration des cours d'eau superficiels :

L'infiltration des cours d'eau par perte est susceptible de fournir de très importants volumes aux nappes aquifères.

Elle s'observe lorsque le niveau d'eau dans la rivière est supérieur au niveau piézométrique de la nappe aquifère contenue dans les terrains adjacents. Les flux d'eau échangés entre la rivière et la nappe dépendront du gradient hydraulique et de la conductivité hydraulique des terrains.

Dans les terrains fissurés de type calcaire, il peut arriver que des cours d'eau de surface s'engouffrent dans des pertes existant au droit de leur lit ; l'eau s'enfonce alors via des systèmes de fissures au sein de la roche pour former un cours souterrain au détriment du cours superficiel. Ce dernier peut disparaître totalement et, éventuellement, ne plus couler à l'air libre qu'en période de crue (Fig.4). Les exemples de telles pertes sont très abondants dans les régions karstiques, où souvent les vallées sont des vallées sèches. Ces pertes peuvent être diffuses et impénétrables par l'homme ou, au contraire, le cours d'eau superficiel pénètre sous terre par une cavité de grande dimension. Un massif calcaire peut ainsi être percé de part en part, constituant alors un réseau karstique plus ou moins complexe.



Figure 4 : perte du Trou Meria, Petite Trussogne. La capacité d'absorption des pertes étant dépassée, le cours d'eau reprend son ancien lit aérien.

3. La condensation :

Signalons également l'existence d'une condensation souterraine liée à la conjonction de trois facteurs principaux :

- la FISSURATION de la roche permettant la pénétration de l'air au sein du massif karstique ;
- le REGIME THERMIQUE, moteur de cette circulation grâce aux différences de température entre l'intérieur et l'extérieur du massif ;
- l'ETAT HYGROMETRIQUE de l'air circulant.

Il est donc théoriquement possible de considérer un massif calcaire fissuré comme étant potentiellement un énorme « condensateur de vapeur » : l'air entrant sous terre et y circulant, contient constamment de l'eau vaporisée ; lorsqu'il se refroidit au contact des parois plus fraîches, il peut dépasser localement son taux de saturation (point de rosée) et abandonner alors, sous forme liquide, le surplus d'eau qu'il ne peut plus véhiculer à l'état de vapeur.

L'infiltration d'eau de pluie, l'eau de condensation et l'eau d'infiltration de cours d'eau superficiels sont les trois sources principales, bien qu'à des degrés divers, de l'eau souterraine.

II.1.3 L'émergence de l'eau souterraine à la surface du sol :

Toute sortie d'eau souterraine à la surface du sol peut être désignée par le terme très général d'émergence.

1. On donne le nom de source aux émergences des nappes phréatiques ; les sources ne sont pas pénétrables aux hommes. Elles peuvent revêtir des formes diverses, selon que la sortie de l'eau s'effectue en un point bien localisé ou bien de manière diffuse sur une plus ou moins grande surface de terrain selon le régime de l'eau, selon la pente du terrain, le contexte hydrogéologique, ...

Une source constitue la frontière entre le domaine hypogé et le domaine épigé. D'un point de vue biologique, on trouve des habitants caractéristiques de ces deux domaines ; la concurrence vitale joue, à de rares exceptions près, au détriment de la faune souterraine fortuitement entraînée hors de son domaine normal par le courant d'eau. Il importe donc que le biologiste qui désire avoir une notion de la faune phréatique vivant en amont de la source, pose ses filets de récolte le plus près possible de l'émergence. On connaît des migrations actives d'animaux souterrains dans les sources ; ils sortent la nuit vraisemblablement à la recherche de leur nourriture et rentrent sous terre le jour (KURECK source à compléter).

2. Les émergences des circulations de type karstique peuvent pour les plus développées avoir des dimensions suffisantes pour être pénétrables, lorsqu'elles ne sont pas colmatées par des éboulis. Il est alors possible d'accéder directement au sein même du domaine souterrain. L'émergence est qualifiée d'exsurgence, lorsqu'il s'agit de la sortie au jour d'un réseau souterrain alimenté uniquement par percolation ; elle est appelée résurgence lorsque l'eau provient d'une perte d'un cours d'eau superficiel localisé en amont. (Fig.5)



*Figure 5 : à gauche : Résurgence de la fontaine Saint Hadelin, Celles.
à droite : Le ruisseau reprend son ancien lit en période de crue.*

II.1.4 Le karst du synclinorium de Dinant

1. Les calcaires en Wallonie.

Les rivières souterraines, les grottes et les principales réserves d'eau souterraine de Belgique se trouvent dans les roches calcaires et dolomitiques. Les roches carbonatées de l'ère primaire (Paléozoïque) se sont déposées dans le courant de trois périodes successives : le Dévonien, le Carbonifère et enfin le Permien. Ces dépôts ont commencé il y a environ 390 millions d'années pour se terminer il y a plus ou moins 250 millions d'années. Des dépôts carbonatés ont encore eu lieu en Belgique durant l'ère secondaire et plus précisément durant le Trias, le Jurassique et le Crétacé sur une période allant de 245 à 65 millions d'années mais ne sont pas riches en phénomènes karstiques spectaculaires. Les paysages particuliers formés par ses affleurements carbonatés, tels les prairies calcaires, les falaises dénudées, les roches ruiniformes, rappellent une région de l'ancienne Yougoslavie (EK 1999).

Le KARST est, à l'origine, le nom propre d'un plateau calcaire du Nord-Ouest de l'ancienne Yougoslavie. Karst est une dénomination germanique et son usage provient de ce que les premières études géographiques ont été publiées en allemand.

Les calcaires et les dolomies, constituant les roches karstiques, ont la propriété de se dissoudre dans les eaux acides. Les eaux de pluie et d'infiltration peuvent donc, en parcourant ces roches, en élargir les fissures pour créer, dans certain cas, de vastes réseaux souterrains.

Réaction de dissolution de CaCO_3 d'après A. Bögli (1960) :



L'augmentation de la température, diminuant le CO_2 dissous, diminue la solubilité du CaCO_3 . La solubilité du CaCO_3 sera également limitée en absence d'air mais augmentera avec l'acidité de l'eau.

Les calcaires de la province de Namur et particulièrement ceux de la Haute Meuse belge, entre Hastière et Namur, présentent une densité de phénomènes karstiques et une intensité de karstification assez exceptionnelles en Belgique. (EK 1993)

2. Lithologie

La lithologie du synclinorium de Dinant comporte deux types de roches : des roches carbonatées et des roches détritiques.

Les roches détritiques constituées de schistes (imperméables) et de grès (généralement un peu poreux et présentant une perméabilité intergranulaire lorsqu'ils sont altérés) existent sous les calcaires dévoniens, et entre ceux-ci et les calcaires dinantiens. Au-dessus des calcaires dinantiens, il faut encore signaler la présence des schistes et de grès du houiller. Quelques lentilles de sables et argiles tertiaires (de l'Oligocène au Pliocène) remplissent localement des poches karstiques à la surface des plateaux.

Les roches carbonatées : les roches carbonatées sont constituées de calcaires (carbonate de calcium) et de dolomies (carbonate de calcium et de magnésium).

- les calcaires dévoniens (givetiens et frasniens), ce sont en général des calcaires purs, très fossilifères, riches en coraux, en brachiopodes et en autres fossiles.
- les calcaires dinantiens sont cependant beaucoup plus répandus dans le bassin de Dinant. Ils comportent les roches du Tournaisien et celles du Viséen.

Le Tournaisien marque une transgression de la mer sur le milieu littoral ou très peu profond des sables famenniens, expliquant ainsi la présence de nombreux crinoïdes. Des récifs calcaires apparaissent vers la fin du Tournaisien. Cette formation formait au fond de la mer des reliefs lenticulaires : les récifs « waulsortiens ».

Le Viséen comporte essentiellement des calcaires massifs, généralement très purs, parfois algaires. Des faciès terrigènes refont progressivement leur retour vers la fin du Viséen comportant un peu de schistes et quelques niveaux noirs annonciateurs de la houille.

Le bassin de la Haute Meuse correspond à un paysage très typique, celui du Condroz, où d'amples vallons dans le calcaire dinantien se développent entre les lignes de crête de nature gréseuse. (EK 1999.)

3. L'hydrogéologie des calcaires :

L'hydrogéologie karstique a pour but l'étude des écoulements dans les massifs calcaires. Ces derniers jouissent d'une structure tout à fait particulière, comparés aux autres massifs rocheux, en raison de la forte solubilité des minéraux (carbonates) qui les composent et donc la forte tendance à l'élargissement des vides créés au départ de la fracturation et des autres discontinuités. (Funcken et Meus 1999.)

II.2 Les facteurs abiotiques de l'environnement souterrain :

II.2.1 L'obscurité

Ce caractère fondamental sépare le domaine souterrain de tous les domaines biologiques de la surface terrestre, qui sont soumis au rythme astronomique du jour et de la nuit. Seules les grandes profondeurs marines ou lacustres échappent à ce rythme.

Conséquences biologiques générales :

En l'absence perpétuelle de lumière, la synthèse chlorophyllienne ne peut s'effectuer. Or, le règne végétal chlorophyllien constitue l'origine principale de la chaîne alimentaire ; c'est lui qui, utilisant l'énergie lumineuse, élabore de la matière organique à partir des éléments minéraux du sol et du gaz carbonique atmosphérique. Le problème de la nourriture des animaux souterrains, par suite de cette carence en organismes photoautotrophes, acquiert ainsi une importance particulière dans le domaine hypogé.

Dans l'obscurité permanente, les animaux peuvent être privés sans inconvénients de pigments cutanés. Chez les êtres vivant à la surface, la pigmentation joue, entre autres, un rôle protecteur contre l'influence nocive de la lumière. Dans le monde souterrain, la non pigmentation n'a pas de conséquence préjudiciable. Enfin les animaux strictement hypogés sont soustraits à la « stimulation lumineuse » ; les rythmes nyctéméraux (jour-nuit), la photopériodicité, les rythmes saisonniers, qui ont un rôle si important dans la vie à la surface, ne peuvent donc agir sur la biologie souterraine.

II.2.2 La température

La température souterraine présente une constance ou une faible variabilité générale au cours des saisons, valeur moyenne dépendant de la situation géographique globale de la région.

On sait que la faune souterraine est capable de résister à des variations de température assez importantes, ce ne sont donc pas des animaux strictement sténothermes mais les espèces aquatiques semblent préférer les eaux froides. Par exemple, l'Amphipode *Niphargus* (Fig.6) a un optimum thermique entre 8° et 14°C ; ses limites létales moyennes sont situés entre - 0.5°et 24.5°C ; entre l'optimum et les températures létales, l'individu est bien capable de survivre mais son cycle biologique est bouleversé.

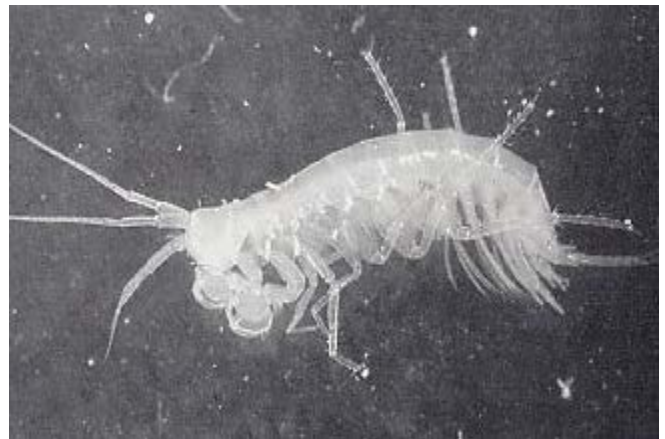


Fig.6 Amphipode *Niphargus* Photo Fondation Delhez

II.2.3 L'eau : débit, vitesse et niveau

Le régime hydrologique varie fortement selon ces deux grands types d'eaux souterraines par différents paramètres comme le débit, la vitesse d'écoulement et les fluctuations du niveau de la nappe.

Les eaux interstitielles s'écoulent très lentement dans des espaces très restreints du terrain perméable. Il s'agit plus du déplacement calme d'une masse d'eau que d'un véritable cours d'eau avec ses remous et ses tourbillons. Dans ces conditions, les vitesses d'infiltration de l'eau de pluie sont toujours peu rapides ; elles dépendent directement de la perméabilité du sol. Le niveau de la nappe, s'il est tributaire du volume des précipitations, varie lentement.

Sur un karst, les eaux pluviales sont directement absorbées par les fissures du sol ; elles sont transmises très vite, à travers la zone de percolation, jusqu'au niveau d'écoulement oblique.

Le drainage à ce niveau est fonction du débit maximum des émergences ; lorsque le volume d'alimentation dépasse ce volume maximum, on assiste à une montée verticale du niveau supérieur.

Le volume de ces eaux est donc directement lié à celui des précipitations atmosphériques ; ces dernières suivent un rythme saisonnier, qui varie d'après le microclimat et donc d'après la région. Or, avant de s'enfouir sous terre, les eaux d'infiltration lessivent le sol superficiel qu'elles traversent ; elles s'y chargent de tout un ensemble de matières minérales ou organiques, vivantes ou non, dissoutes ou en suspension, qu'elles vont alors transporter plus ou moins profondément sous terre, et qu'elles abandonnent sur place à la faveur d'un ralentissement de leur courant ; cette eau sédimente ainsi, sur les parois et le fond des fentes karstiques, les matières qu'elle a véhiculées depuis la surface, certaines pouvant d'ailleurs transiter totalement et être rejetées au niveau des émergences.

Quelles sont les conséquences biologiques de cette importante variabilité de la piézométrie du domaine aquatique karstique ?

Suite aux variations de débit et de niveau de l'eau karstique, l'étendue du domaine aquatique est très variable, dans l'espace et dans le temps. Lors des périodes pluvieuses, lorsque les réseaux souterrains sont en crue, l'eau envahit des territoires qui sont normalement émergés. A l'opposé, lors des périodes de sécheresse, les réserves d'eau interne ne sont pas suffisantes pour entretenir les débits et le volume d'étiage ; l'alimentation des réseaux n'est alors plus assurée que par la condensation et cela toujours dans de minimes proportions. Il s'ensuit une baisse du niveau piézométrique, voire un assèchement complet des fentes, des ruisseaux et bassins souterrains ; la faune aquatique est alors placée devant un problème de survie à l'air libre.

II.3 Les aquifères karstiques comme biotopes souterrains et leur population

Un système karstique doit être perçu comme un vaste système intégrant l'ensemble des circulations d'eau drainées par l'aquifère et mettant en relation la faune des cavités et la faune des fissures. Des différences biocénétiques importantes se rencontrent non seulement au sein d'un même massif calcaire, mais également entre des systèmes karstiques différents, la variété des conditions environnementales qui règne dans un massif calcaire lui conférant une originalité écologique : les cavités d'un massif seront d'autant mieux peuplées en organismes souterrains variés que les liaisons avec le réseau de fentes sont nombreuses ; par contre, un massif ou une partie de massif dont le réseau de fissures serait réduit ou colmaté aura une faune très appauvrie (DE BROYER 1999.).

II.3.1 Les macroinvertébrés comme témoins de la qualité des cours d'eau

L'utilisation du matériel biologique présente de nombreux avantages : elle permet d'user des effets biologiques, c'est-à-dire intégrateurs d'un certain nombre de conditions physiques et chimiques ; elle prend en compte la rémanence des organismes, c'est-à-dire leur capacité de témoigner d'une pollution plus ou moins ancienne (Friedrich et al, 1992). A l'inverse, la physico-chimie ne peut donner qu'une image à un instant t du milieu aquatique (instant du prélèvement), et cette image sera toujours partielle puisqu'elle dépend directement du nombre de paramètres analysés.

Le choix des macroinvertébrés se justifie par l'avantage qu'ils ont de vivre inféodés à quelques types de microhabitats avec une mobilité dans les conditions normales réduites à quelques dizaines de mètres. Ils n'ont donc pas d'autres choix, mis à part une certaine dérive, que de subir les perturbations soit en subsistant, soit en mourant (Cook, 1976). Ces organismes ont de plus une durée de vie assez longue (de l'ordre de l'année), forment des communautés et sont généralement abondants (Metcalf, 1989). Les techniques d'échantillonnage sont bien adaptées, et des clés de détermination existent pour la plupart des groupes.

Alors que les analyses physico-chimiques caractérisent les perturbations des cours d'eau par leurs causes (la présence de polluants), les analyses biotiques visant à caractériser les peuplements d'un habitat sont l'expression de l'ensemble des facteurs écologiques qui conditionnent le milieu. L'analyse de la composition faunistique permet donc une évaluation de l'état du milieu, toute perturbation provoquant des modifications des communautés vivantes qu'il héberge. Des méthodes rigoureuses, telles que l'Indice Biotique (Tuffery et Verneaux 1967) et l'Indice Biologique Global Normalisé (AFNOR 1992), ont été mises au point afin d'évaluer la qualité des eaux courantes de surface sur base des macroinvertébrés benthiques à la polluosensibilité connue.

II.3.2 Utilisation des organismes souterrains comme bioindicateurs

Alors que les analyses physico-chimiques représentent des mesures de variables ponctuelles, les organismes vivants sont des témoins fournissant des renseignements sur la structure et le fonctionnement des aquifères.

Par exemple, les crustacés copépodes harpacticoïdes comme *Parapseudoleptomesochra subterranea* décrit des zones bien oxygénées tandis que *E. bouilloni* se retrouve dans les zones peu oxygénées. Ou encore, des organismes fragiles tels que le ver *Troglochaetus beranecki*, le crustacé isopode *Microcharon reginae*, le crustacé ostracode *Pseudocandona triqueta* ne vivent que dans les milieux phréatiques vrais (écoulements lents et réguliers). (Gibert, Danielopol et Stanford 1994)

D'autres espèces permettent de suivre la pollution des aquifères.

L'impact des polluants va se faire ressentir au niveau des individus, mais aussi au niveau de leur population. Une pollution a un effet toxique sur les organismes, ce qui se traduit par leur mortalité ou leur immobilisation ; ces deux états ne sont pas faciles à distinguer. Les polluants peuvent altérer des structures morphologiques et génétiques (par exemple, déformation des soies chez les vers oligochètes exposés au mercure), ou entraîner des transformations du cycle de vie, de la croissance et de la reproduction. Ces effets sont influencés (accentués ou minimisés) par les conditions environnementales (pH, oxygène dissous...). (La longévité, le métabolisme bas et le faible taux de reproduction sont liés à une forte bioaccumulation des métaux lourds dans les organismes hypogés ; cela permet de reconstituer un historique de la qualité du milieu.) Les structures communautaires peuvent aussi être affectées : l'arrivée de matière organique dans le milieu souterrain interfère avec la nature oligotrophique et hypoxique de ce milieu. Cet afflux constitue un apport trophique pour les bactéries saprophytes et pour la faune souterraine limivore et détritivore. *Hauffenia subpiscinalis*, *Niphargus puteanus spoekeri*, *Asellus aquaticus cavernalis* sont de bons indicateurs de pollution par la matière organique. Cet apport peut provoquer une augmentation du nombre d'animaux saprophages puis, dans des conditions extrêmes, leur disparition (ou du moins leur maintien à une faible densité) par diminution de l'oxygène dissous. La pollution organique d'une nappe peut aussi favoriser l'apparition d'une faune épigée détritivore (oligochètes, chironomidés, gammaridés...) dans le milieu souterrain (Malard, Plénet et Gibert 1996.).

II.4 Autoépuration des eaux souterraines

L'autoépuration est un phénomène extrêmement complexe mais très efficace qui mène à la banalisation des polluants toxiques par des mécanismes et des interactions physiques, chimiques et biologiques. Ces mécanismes ont lieu lors de l'interaction des polluants avec les gaz, l'eau, les sols, les roches, la flore et la faune. La capacité d'autoépuration dépend de trois phénomènes: les phénomènes physiques, chimiques et biologiques.

II.4.1 Phénomènes physiques

- Echange gazeux: décomposition aérobie des polluants organiques, élimination de substances polluantes (N_2 , NH_3 , H_2S).
- Filtration: la filtration combine des forces physiques et chimiques, elle est active en milieu poreux.
- Rétention capillaire: les forces de capillarité fixent l'eau fortement avec les polluants qu'elle contient.
- Désintégration radioactive: les polluants radioactifs se désintègrent selon leur décroissance radioactive très variable.

II.4.2 Phénomènes chimiques

- Mise en solution et cristallisation: les polluants sont soit dissous, soit précipités et fixés selon la loi d'action de masse.
- Réaction acide-base: la mobilité (par solubilité) des substances croît lorsque le pH diminue: pour l'eau, il dépend d'abord des équilibres calco-carboniques.
- Réaction d'oxydo-réduction: elles sont souvent induites par les micro-organismes. A chaque couple oxydo-réducteur est associé un potentiel Eh :
 - si Eh est positif, les eaux renferment des composés oxydants O_2 , NO_3 , SO_4 ;
 - si Eh est négatif, les oxydants disparaissent et apparaissent NH_4 et H_2S .
- Complexation: le Pb, le Cd et le Zn peuvent devenir très mobiles en milieu réducteur en formant des complexes organiques (aval des décharges).
- Adsorption et désorption: l'adsorption peut être physique (forces faibles affectant les grosses molécules organiques et les colloïdes) ou chimiques (échange d'ion). Elle peut être réversible.

II.4.3 Phénomènes biologiques

Les bactéries sont les acteurs fondamentaux de la dégradation directe ou indirecte et de l'immobilisation des polluants minéraux ou organiques, ainsi que de la remobilisation des molécules toxiques ou indésirables. Les transformations biotiques sont moins importantes dans les eaux souterraines que dans le sol en raison de la plus faible activité biologique et sont réalisées par des bactéries libres et par des bactéries fixées sur un substratum (sédiments, fraction argileuse, silt). Cependant, les bactéries libres, susceptibles d'être entraînées avec l'écoulement des eaux souterraines et par conséquent avec le flux de polluant, ont un rôle important dans la transformation de ces substances indésirables. Généralement, plus une molécule organique est substituée plus elle est résistante à la biodégradation.

Le remplacement du carbone par d'autres atomes, comme les branchements multiples sur un même atome de carbone, augmente la résistance à la biotransformation des produits organiques. Des polluants organiques toxiques comme les PCB sont peu biodégradés.

L'activité biologique de bactéries dénitrifiantes se déclenche lors du passage du régime libre au régime captif d'une nappe, c'est-à-dire lorsque l'eau s'appauvrit en oxygène dissout. La teneur en nitrates de l'eau diminue sensiblement. (Beauchamp 2002.)

L'état actuel des connaissances ne nous apprend pas si les milieux karstiques possèdent des phénomènes d'autoépurations spécifiques ou si des études similaires ont été réalisées.

II.5 Objectif de l'étude :

Nous allons tenter de déterminer une éventuelle modification de la qualité d'eau entre perte et résurgence.

Pour ce faire, nous avons sélectionné trois cours d'eau en milieu karstique, ayant une circulation souterraine.

Des échantillons d'eau seront prélevés aux pertes et résurgences, de même que des échantillonnages de macroinvertébrés.

L'évaluation de la qualité des eaux se fera tout d'abord par une analyse des nutriments. Ensuite nous établirons l'Indice Biotique (IB) de Tuffery et Verneaux (1967), ainsi que l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) (AFNOR 1992).

Nous affinerons cette étude par les nouveaux développements en écologie théorique tels que les traits biologiques des taxons (Statzner et al. 1994).

III Matériel et méthodes :

III.1 Présentation des différents sites

Nous avons effectué la sélection des sites s'effectua en fonction de différents critères comme la distance par rapport aux Facultés, la connaissance de ces sites par le département de Géologie des FUNDP, ainsi que de la qualité des cours d'eaux.

Notre choix s'est porté sur les trois sites suivants : le ruisseau de St Hadelin à Celles-Houyet, le ruisseau de Falmagne à Falmignoul et le Ry d'Ave de Wellin. Ces trois cours d'eau présentent des qualités écologiques différentes. En effet, le site de Falmagne est relativement fort perturbé, le ruisseau Saint-Hadelin l'est modérément et le Ry d'Ave ne semble subir qu'une faible perturbation. Une perturbation désignant une modification de l'état naturel, par exemple suite à une pollution organique

III.1.1 Le ruisseau de Saint Hadelin

Description :

Le bassin du ruisseau de la Fontaine Saint Hadelin s'étire dans une direction NE-SW depuis le village de Corbion, un kilomètre au sud-ouest de Leignon, jusqu'au village de Celles, en bordure ouest de la carte. Le ruisseau de la Fontaine Saint Hadelin se jette dans la Lesse à quatre kilomètres au sud-ouest de Celles, près de la gare de Gendron-Celles (carte 53/7-8 Hastière-Dinant).

Les phénomènes karstiques y sont très abondants, avec notamment un grand nombre de pertes (fig. 8 et 10). Celles-ci alimentent une importante circulation karstique souterraine tout au long de l'étroit synclinal calcaire de Celles Leignon, et jusqu'à sa résurgence principale, la Fontaine Saint Hadelin, à Celles. (fig.7)



Figure 7 : résurgence de la Fontaine Saint-Hadelin

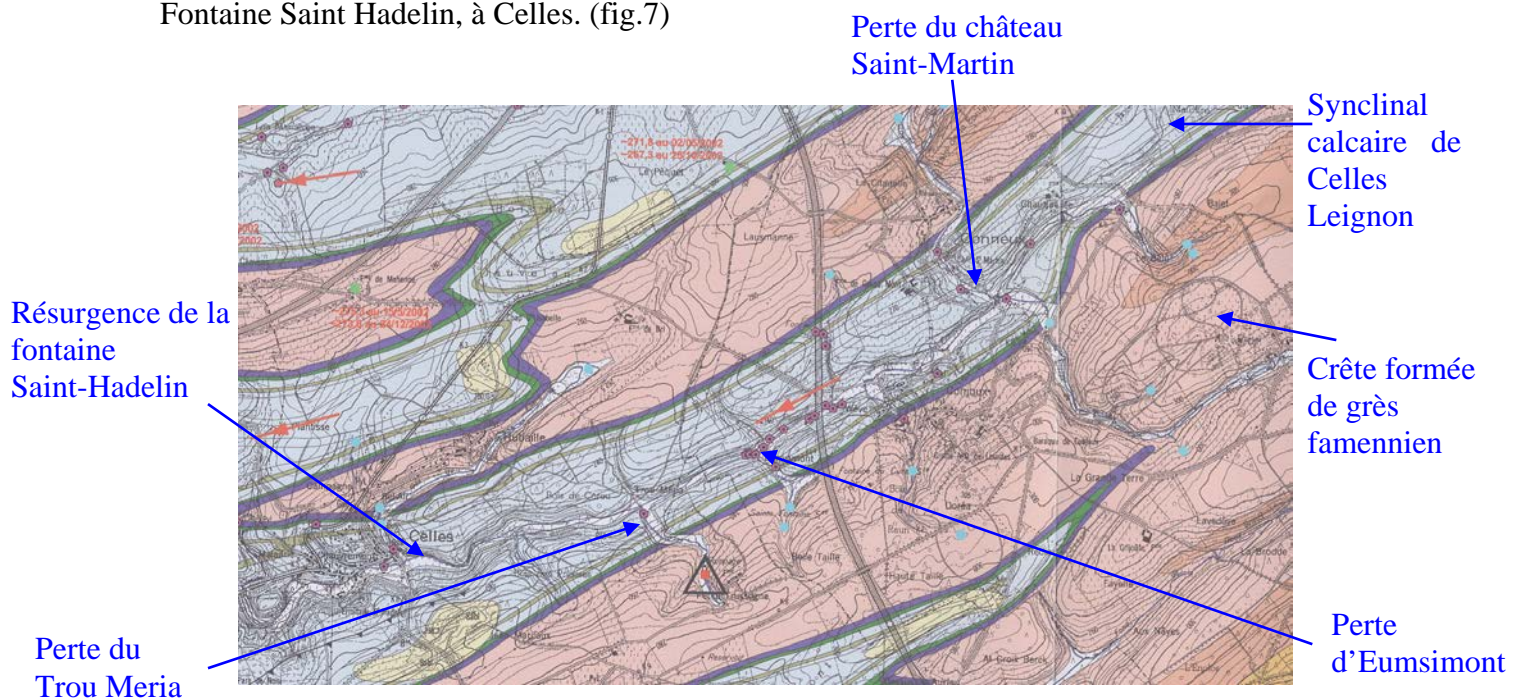


Figure 8 : extrait de la carte géologique de la région ACHENE – LEIGNON 54/5-6 Avec la localisation des stations de prélèvements.

A Conneux, deux affluents rejoignent le vallon sec qui occupe le cœur du synclinal de Celles. Il s'agit, au nord-ouest, du ruisseau de Conneux, qui s'engouffre dans une profonde doline boisée dans le parc du château Saint Martin (site AKWA*54/5-42).



Figure 9 : perte du châteaux Saint-Martin

A Conjoux, le ruisseau de la Fontaine du Curé rejoint le vallon sec du ruisseau de Conjoux. Le cours permanent ainsi reformé se perd cependant dans les chantoirs du Fond de Wève, à l'aval immédiat de l'autoroute (sites AKWA 54/5-29 et 31 à 37). Le ruisseau de la Sainte Fontaine se perd de manière diffuse avant même d'avoir atteint le fond du vallon au lieu-dit d'Eumsimont (site AKWA 54/5-30).

Enfin, la dernière grande perte avant la résurgence se trouve à l'aval du ruisseau de Petite Trussogne. Du lieu-dit L'Eumsimont jusqu'à la résurgence de la Fontaine Saint Hadelin, à Celles, le vallon reste généralement rigoureusement sec. Il n'est occupé qu'exceptionnellement par un cours aérien temporaire lors de fortes crues dont les débits sont supérieurs à la capacité d'absorption des pertes en amont. (fig. 3 et 4)



Résurgence de la
Fontaine Saint-Hadelin

Perte du Trou
Méria

Perte d'Eumsimont

Perte du château
Saint-Martin

Figure 10 : bassin du ruisseau de la Fontaine Saint Hadelin.

Nous avons, en collaboration avec le département de Géologie des FUNDP, établi les bassins versants de ces trois cours d'eau (Fig.11,13 et 15).

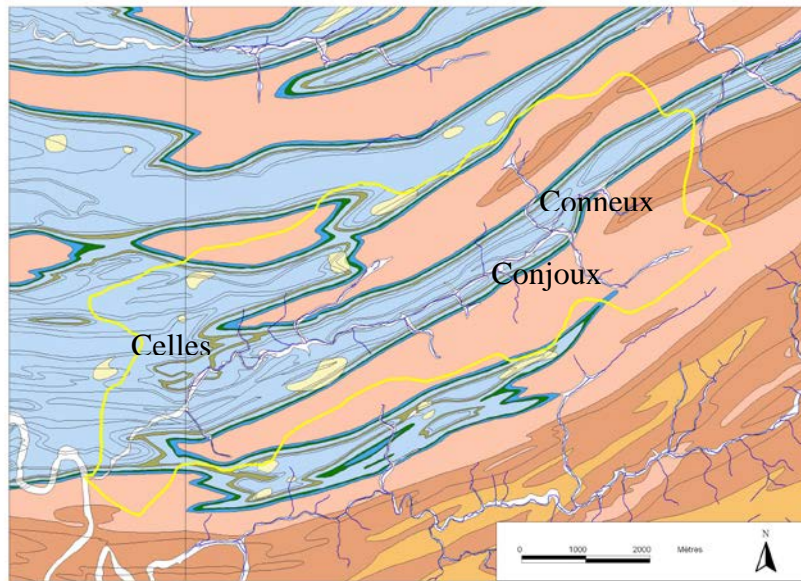


Figure 11 : bassin versant du ruisseau de la Fontaine Saint Hadelin.

III.1.2 Le ruisseau de Falmagne

Description :

Le ruisseau de Falmagne prend sa source au nord du village de Mesnil-St-Blaise (carte 58/3-4 Agimont-Beauraing). Il s'écoule presque exclusivement sur le massif schisto-gréseux famennien. Dans la partie du bassin versant située sur la carte Hastière-Dinant, le ruisseau se perd complètement à Falmignoul après un parcours d'à peine 200 m sur les calcaires carbonifères (site AKWA 53/8-169 et 170) pour former la rivière souterraine du Colébi. (fig. 12) La relation avec la résurgence du Naiwy a été établie en 1953 avec un temps de transfert de 96 h (Liegeois P.G.,1953).

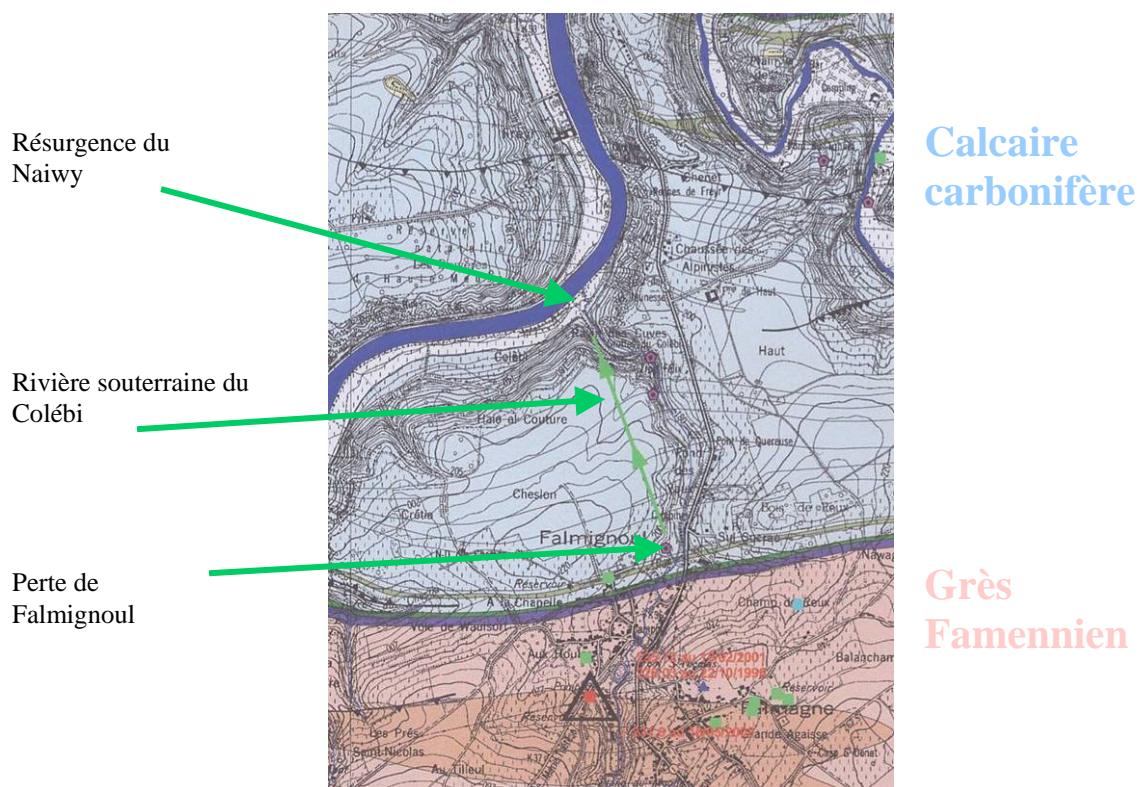


Figure 12 : extrait de la carte géologique de la région Hastière-Dinant 53/7-8

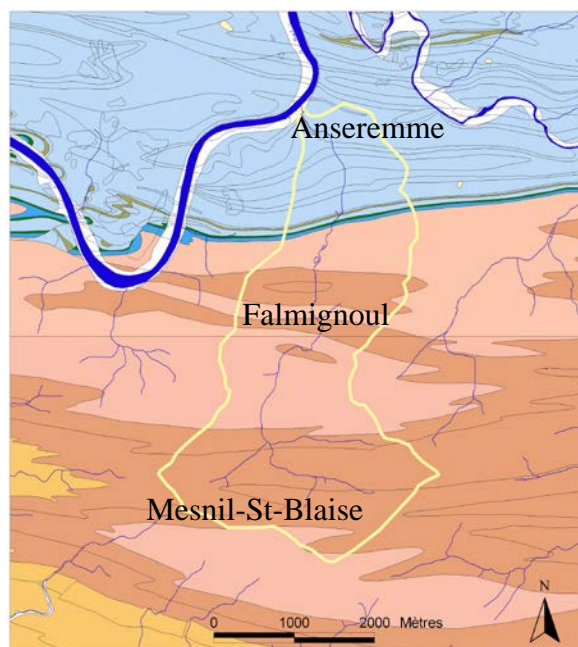


Figure 13 : bassin versant du ruisseau de Falmagne.

III.1.3 Le Ry d'Ave :

Le ruisseau d'Ave, affluent de la Lesse, prend sa source sur les hauteurs de Renochamps, passe à proximité des villages de Lomprez et de Wellin et, après un parcours d'environ six kilomètres sur des terrains imperméables, il rencontre une bande de calcaire du Givetien. Presqu'immédiatement au contact de cette roche, extrêmement fissurée, le cours d'eau se perd. A quelques 1200 mètres, à vol d'oiseau, de son point de disparition, le ruisseau d'Ave réémerge. Des travaux de génie civil ont été réalisés pour tenter de limiter les pertes, de façon à protéger une infrastructure autoroutière, par la pose d'un géotextile. Malgré cela les infiltrations persistent.

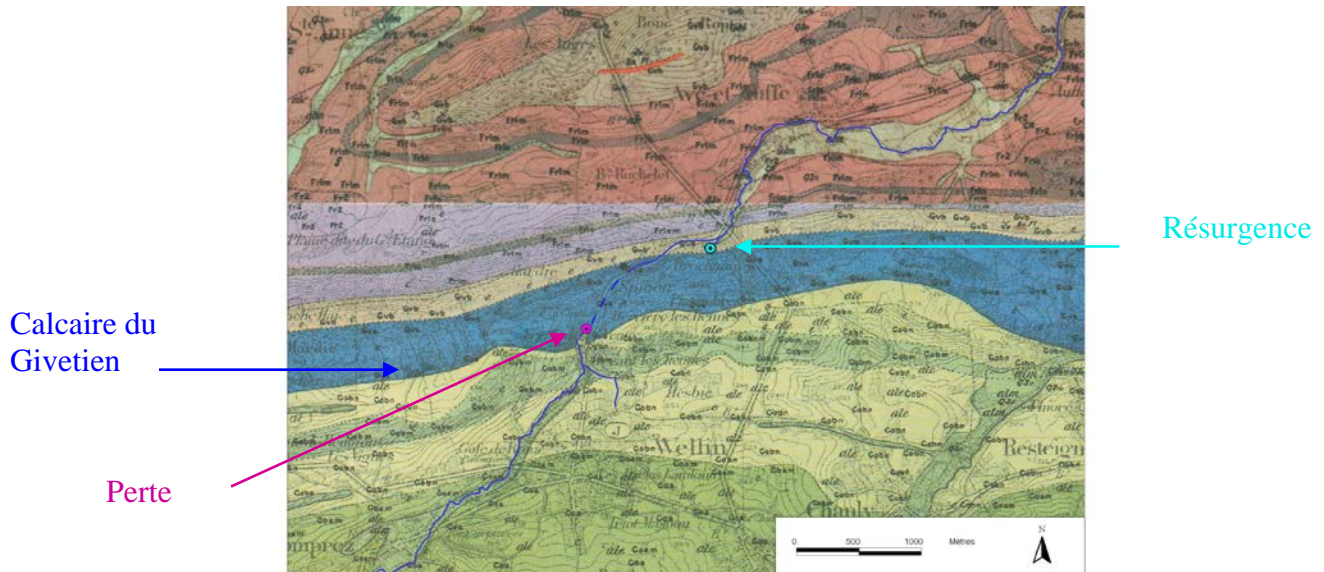


Figure 14 : extrait de la carte géologique de Wellin

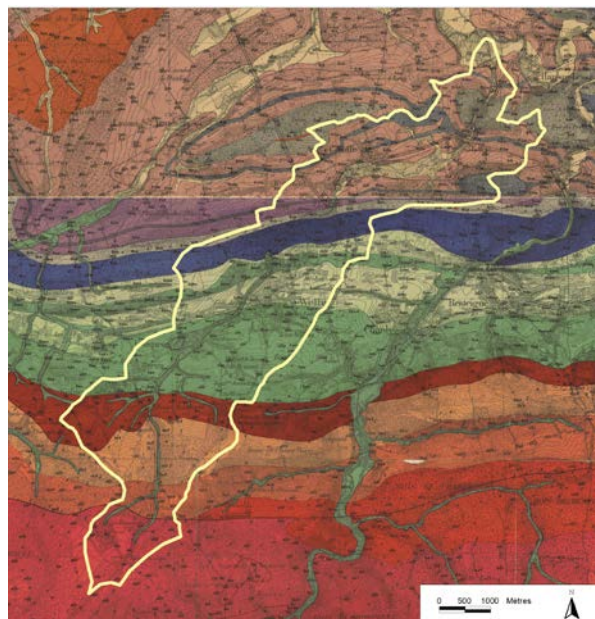


Figure 15 : bassin versant du Ry d'Ave.

III.2 Essai de traçage :

Le temps de séjour de l'eau dans le sol nous sera révélé par la réalisation d'essais de traçage.

Ces derniers furent réalisés avec la collaboration du département de Géologie des FUNDP.

Le choix des traceurs et des quantités injectées sont fonctions de nombreux critères : la distance entre le point d'injection et la résurgence, le débit, etc.



Figure 16 : injection d'Uranine



Notre critère de sélection, quant au choix des traceurs fut une étude élaborée par l'Agence Fédérale Allemande de l'Environnement (Umweltbundesamt – UBA), concernant une évaluation toxicologique et écotoxicologique de 17 traceurs.

Cette étude nous apprit que la Rhodamine, anciennement utilisée, n'était pas recommandée. Notre choix s'est donc porté sur l'Uranine (également appelée fluorescéine : $\text{Na}_2 \text{C}_{20} \text{H}_{10} \text{O}_5$) (Fig.16) et le Naphtionate (1-Naphtylamine-4-sulfonic acid sodium : $\text{Na C}_{10} \text{H}_8 \text{NO}_3 \text{S} \cdot 1/2 \text{H}_2\text{O}$) deux traceurs qui ne représentent aucun danger pour l'environnement.

Les essais de traçage consistent à injecter des traceurs au droit des pertes. On place ensuite un échantillonneur automatique à la résurgence. (Fig17.)

Figure 17 : échantillonneur automatique

Ensuite la connaissance du débit est primordiale pour pouvoir comparer différentes courbes de restitution et calculer le taux de restitution.

La vitesse du courant a été mesurée à l'aide d'un micromoulinet. (Fig.18)



Figure 18 : micromoulinet



Figure 19 : mesure de débit

Nous avons procédé en divisant la section étudiée du cours d'eau en sections de 20 centimètres. Pour chaque section, la vitesse du courant a été mesurée à 5-6 hauteurs différentes. (Fig.19 et 20)



Figure 20 : débitmètre

III.3 Dosage des nutriments

Les échantillons furent prélevés aux pertes et résurgences des différents sites et conservés au congélateur.

Principes des différents dosages :

Dosage des orthophosphates (SRP)

En milieu acide et en présence de molybdate d'Ammonium, les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue susceptible d'un dosage colorimétrique.

Dosage des nitrites (méthodes à la sulfanilamide)

La diazotation de la sulfanilamide en milieu acide en présence de la N-(1-naphtyl) éthylène diamine donne un complexe coloré pourpre, susceptible d'un dosage colorimétrique.

Dosage des nitrates

L'acide sulfosalicylique forme avec les nitrates, en milieu anhydre un complexe qui libère en milieu basique l'ion nitrosalicylate, de couleur jaune, qui permet un dosage colorimétrique des ions NO_3 .

Dosage des ions NH_4^+ (ammoniaque)

L'ammoniaque réagit d'une part, avec les ions hypochlorites issus de l'hydrolyse alcaline du dichloroisocyanurate et, d'autre part, avec le salicylate de sodium agissant comme catalyseur pour former un composé coloré. La coloration est bleue mais apparaît verte. Cette interférence est due à la couleur jaune du réactif.

III.4 Macroinvertébrés :

La capture des macroinvertébrés s'effectue par la méthode au troubleau (Micha & Noiset 1982). Cette méthode utilise un filet à mailles de 1 mm (filet Haveneau) fixé sur un cadre métallique de 625 cm² de surface. Ce filet sera protégé par une époussette métallique de mailles de 1 cm de côté. La technique de prélèvements consiste à déposer le filet sur le fond du ruisseau, l'ouverture dirigée face au courant. L'opérateur, placé en amont du dispositif, met le sédiment en suspension par le mouvement de ses pieds. Il fouille le fond et les berges en délogeant les organismes qui, emportés par le courant, sont récoltés dans la poche du filet. Cette opération a été réalisée sur une longueur d'une vingtaine de mètres en aval des résurgences et en amont des pertes.

Les échantillons récoltés sont fixés au formol à 10%. Ils sont ensuite lavés à travers une colonne de trois tamis de mailles de taille 2,5 ; 1,25 ; 0,63 mm et les graviers/débris sont retirés. Une perte d'information est possible durant cette étape de tamisage due principalement à une grande quantité de débris.

Afin de traduire l'information apportée par les invertébrés, nous réalisons une analyse factorielle des correspondances (AFC). Celle-ci mettra en évidence d'éventuels gradients explicatifs de la variabilité de répartition taxonomique.

Ensuite nous réaliserons deux indices de qualité de l'eau.

- l'Indice Biotique (IB) de Tuffery et Verneaux (1967)

L'Indice biotique, premier indice français à voir le jour, repose sur le principe du Trent Biotic Index de Woodiwiss.

Le tableau de détermination croise deux informations : une liste d'organismes indicateurs (répartis en sept groupes), avec le nombre total de ces unités systématiques (comprenant cinq classes). L'abondance relative de chaque groupe indicateur n'est pas prise en compte. Cependant une unité systématique est vue comme accidentelle si on ne la trouve qu'à un exemplaire. Le tableau donne des valeurs allant de zéro à dix. (Charvet 1995.)

Cependant Verneaux (1982) considère que l'indice a une faible sensibilité et une faible précision.

- l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) (AFNOR 1992).

L'IBGN est très similaire à l'Indice Biologique de qualité Générale (IBG) de Verneaux et al (1982) mais comporte des modifications légères qui lui ont permis de répondre aux normes AFNOR (1992). Le tableau de calcul de l'indice confronte neuf groupes faunistiques indicateurs (Les taxons ne seront pris en compte que s'ils comportent au moins trois individus.) avec quatorze classes de variété totale tenant compte de tous les individus même rares. (Charvet S. 1995.)

De façons à affiner notre analyse nous utiliserons les traits biologiques

La notion de traits biologique fait référence à un codage des caractéristiques biologiques des macroinvertébrés benthiques. De nombreux paramètres bio-physico-écologiques ont été utilisés comme traits biologiques. Pour chacun de ces traits, des modalités ont été définies en utilisant un système de codage flou (Chevenet et al., 1994 ; Dolédec et Statzner, 1994). Dans ce système de codage, pour un trait donné, une valeur nulle indique l'absence d'affinités d'un taxon avec la modalité, une valeur 1 une faible affinité, une valeur 2 une affinité moyenne, et une valeur 3 ou >3 une forte affinité.

Les traits biologiques retenus sont les suivants :

- Dispersion : aquatique passive/active; aérienne passive/active
- Type de nourriture : sédiments fins; débris; macroinvertébrés;...
- Mode d'alimentation : broyeur; racleur; filtreur; ...
- Respiration : tégument; branchies; plastron;...
- Température : sténotherme; eurytherme;
- Degré de trophie : oligotrophe; mésotrophe; eutrophe
- Valeur saprobiale : xénosaprobe; oligosaprobe; polysaprobe;...
- Distribution longitudinale : crénon; estuaire;...

IV Résultats

I Essai de traçage :

L'étude de la courbe de restitution permet de définir :

- La première arrivée, définie par le temps auquel le traceur est détecté pour la première fois au niveau de la résurgence ; elle permet de calculer la vitesse de transfert du traceur.
- La concentration modale (maximum de concentration mesuré)
- Le temps modal correspond à cette valeur maximale ; il permet de calculer la vitesse modale du traceur dans l'aquifère.
- Le taux de restitution du traceur (rapport entre la masse de traceur injecté et la masse de traceur récupéré à la résurgence).

Une décroissance rapide des concentrations est due à l'absence de phénomènes de retard (absorption - désorption, effets d'eau immobile) (Hallet 2002).

Essai de traçage pour la Fontaine Saint-Hadelin

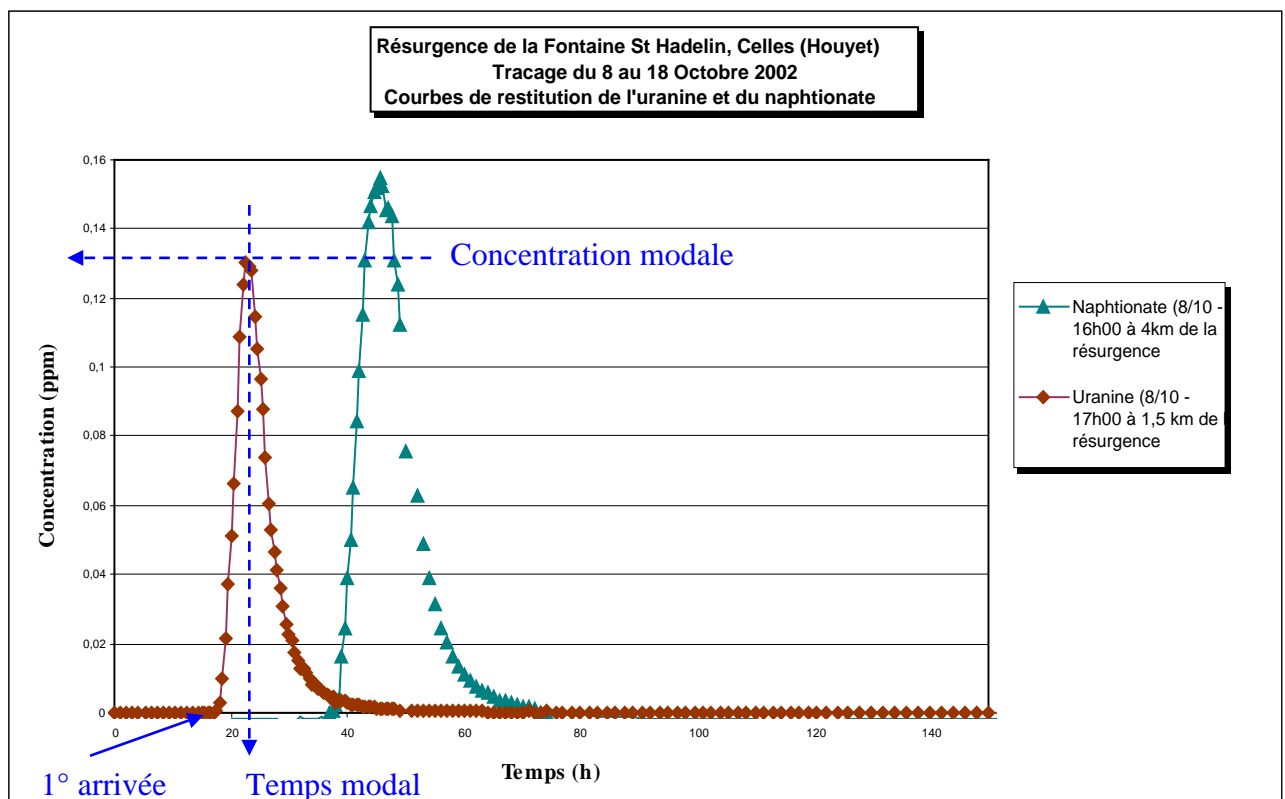
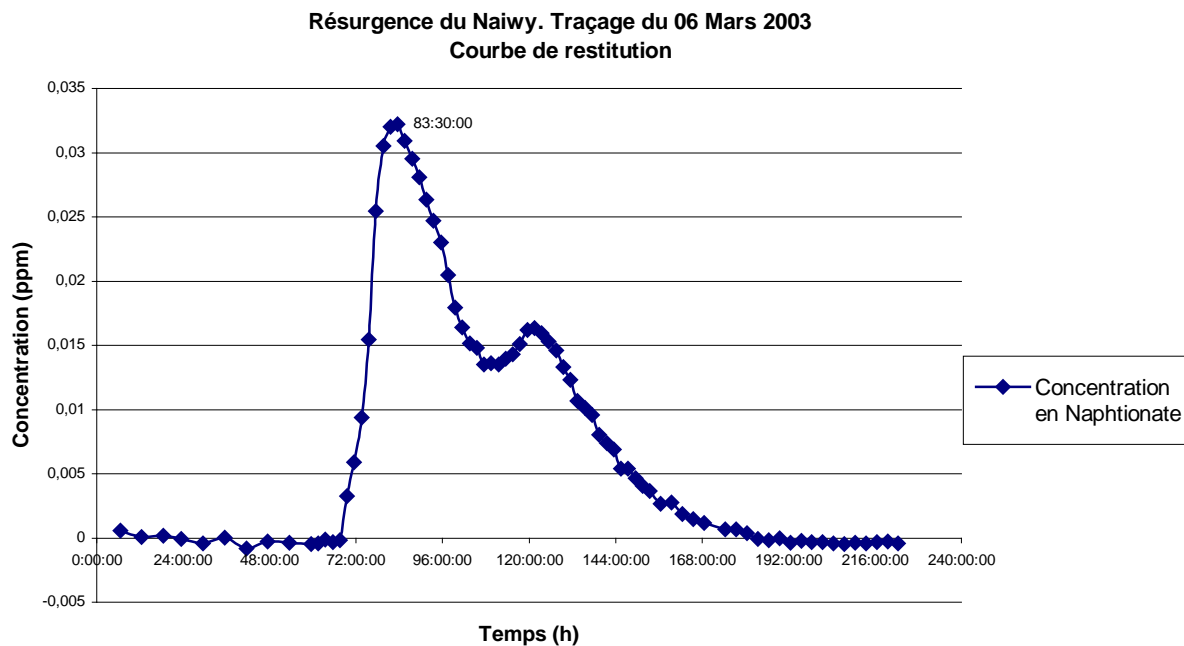


Figure 21 : Courbe de restitution des deux traceurs pour la Fontaine Saint-Hadelin.

Le traçage a permis de déterminer les temps de transfert entre deux pertes et la résurgence de la Fontaine Saint Hadelin. 350g d'uranine et 1 kg de naphthionate ont été injectés respectivement dans les pertes de Petite Trussogne et du château Saint Martin. (La courbe de restitution des deux traceurs à la résurgence est reprise dans figure 14.) Les temps de transfert mesurés sont les suivants : depuis la perte du château St Martin, le temps de première arrivée du naphthionate est de 37 h pour une distance de 4 kilomètres jusqu'à la résurgence (vitesse maximale = 108 m/h ; vitesse modale = 88 m/h) ; quant à l'uranine elle a mis 17 h pour être détectée à la Fontaine Saint Hadelin pour une distance de 1.5 kilomètres depuis le point d'injection (vitesse maximale = 88 m/h ; vitesse modale = 67 m/h).

Essai de traçage pour le ruisseau de Falmagne



Le traçage a permis de déterminer le temps de transfert entre la perte du camping de Falmignoul et la résurgence du Naiwy. 500 gr de naphthionate ont été injectés à la perte. La courbe de restitution du traceur à la résurgence est reprise dans figure 16.

Le temps de première arrivée du naphthionate est de 72 h pour une distance de 1.5 kilomètres jusqu'à la résurgence (vitesse maximale = 21 m/h ; vitesse modale = 18 m/h) ;

Nous n'avons pas effectué d'essai de traçage pour le Ry d'Ave de Wellin, cependant des données existent dans la littérature et nous donne un temps de séjour de l'eau dans le sol de 12 à 15 heures (Van Den Broeck, Martel et Rahir 1910)

	Temps de transfert (heure)
ruisseau de Falmagne	72
ruisseau de Saint-Hadelin	de 17 à 37
ruisseau du Ry d'Ave	de 12 à 15

Tableau I : Temps de transfert

II Analyse physico-chimique :

Analyse des nutriments :

Stations :	[mg N-NO ₃ /l]	[μg N-NO ₂ /l]	[mg N-NH ₄ /l]	SRP [μg P-PO ₄ /l]
Falmignoul perte 8-06	6,22	86,36	0,38	53,79
Falmignoul perte 23-04	6,63	93,64	1,08	173,10
Falmignoul perte 8-06	5,86	190,30	0,48	108,97
Falmignoul resurgence 29-4	7,18	26,97	0,08	169,31
Falmignoul resurgence 5-06	7,44	6,36	0,02	148,28
Falmignoul resurgence 8-06	5,32	2,42	0,02	197,93
St Martin perte 11-02	4,71	8,18	0,11	96,21
St Martin perte 20-03	4,53	23,04	0,03	6,51
St Martin perte 08-06	3,81	152,12	0,30	147,59
Trou meria perte 11-02	14,86	3,27	0,03	480,48
Trou meria perte 23-04	8,00	7,27	0,05	56,21
St Hadelin resurgence 1-10	6,16	3,13	0,42	353,46
St Hadelin resurgence 11-02	5,07	8,18	0,03	218,28
St Hadelin resurgence 08-04	5,15	2,12	0,03	78,97
St Hadelin resurgence 23-04	4,73	2,42	0,02	64,48
St Hadelin resurgence 08-06	6,97	2,42	0,03	87,24
Wellin amont pertes 5-06	3,11	76,97	0,22	119,66
Wellin amont pertes 8-07	3,18	108,48	0,14	141,72
grande résu Wellin 5-06	2,94	42,12	0,30	218,62
petite résu Wellin 5-06	6,33	59,09	0,24	50,00
Wellin resurgence 8-07	3,88	20,91	0,31	175,52

Tableau II : analyse des nutriments

Les nitrates (NO₃) varient peu entre pertes et résurgence. Les nitrites et l'ammonium (excepté pour le ruisseau de Wellin) diminuent tandis que les phosphates semblent stables. Une nitrification semble donc apparaître durant le séjour souterrain mais dans des proportions moindre que pour une rivière aérienne. On constate également des concentrations élevées en nitrate et en phosphate (tableau III).

L'analyse des nutriments n'établit pas clairement un phénomène d'autoépuration entre perte et résurgence.

	Valeur moyenne	Valeur maximale
[mg N-NO ₃ /l]	5,8	14,9
[mg NO ₃ /l]	25,7	65,8
SRP [μg P-PO ₄ /l]	149,8	480,5
SRP [μg PO ₄ /l]	459,1	1472,4

Tableau III : Valeur moyenne et maximale pour les nitrates et les phosphates

Selon *Halen et Descy (1992)* pour ces paramètres, la qualité des trois cours d'eau est mauvaise. Les concentrations en nitrate résultent sans doute d'une pollution organique tandis que les concentrations en phosphate semblent provenir d'une eutrophisation.

Les paramètres physicochimiques n'établissant pas de différence marquée de la qualité des eaux entre perte et résurgence, il nous semble opportun d'avoir observé les communautés de macroinvertébrés. La physicochimie donnant une mesure de la qualité pour un *instant t*.

III Analyse faunistique

Abondance faunistique par station	Falmignoul	Falmignoul	Trou Méria	St Martin	Eumsimont	St Hadelin	St Hadelin	Wellin	Wellin
	perte 23/04/2003	résurgence 29/04/2003	perte 23/04/2003	perte 2/10/2002	perte 7/04/2003	résurgence 7/04/2003	résurgence 17/03/2003	perte 5/06/2003	résurgence 5/06/2003
<i>Ancylus fluviatilis</i>	0	0	0	4	0	0	0	1	3
<i>Planorbis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lymnea</i>	0	0	0	15	0	0	7	0	0
<i>Pisidium</i>	0	0	0	1	0	0	0	2	3
<i>Sphaerium</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Radix</i>	0	0	0	0	0	7	0	1	0
<i>Galba truncatula lymnea</i>	0	0	2	0	0	0	0	5	4
<i>Gyraulus planorbis</i>	3	4	0	0	0	0	0	4	3
<i>Congeria cochleata dreissena</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Physa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Aplexa hypnorum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Lumbricidae</i>	0	0	16	0	1	0	0	1	0
<i>Lumbriculidae</i>	3	25	0	1	0	0	0	22	0
<i>Bdellocéphala</i>	0	0	0	0	0	0	10	0	0
<i>Dugesia</i>	1	0	2	0	0	0	0	8	9
<i>Erpobdella</i>	6	0	0	2	0	0	2	26	4
<i>Piscicola geometra</i>	0	0	0	25	0	0	0	0	0
<i>Glossiphonia</i>	0	0	0	0	0	0	0	6	1
<i>Haementeria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Helobdella stagnalis</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Nemoura</i>	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Sialis</i>	0	0	0	0	0	2	3	0	0
<i>Sigara</i>	0	0	0	16	0	0	1	0	0
<i>Asellus</i>	0	0	0	4	0	0	0	1	1
<i>Gammarus</i>	0	0	plus de 100	plus de 100	plus de 100	plus de 100	plus de 100	plus de 100	plus de 100
<i>Niphargus</i>	0	0	0	0	0	5	3	0	0
<i>Baetis</i>	0	0	0	4	0	0	25	45	0
<i>Heptagenia</i>	1	0	19	0	9	45	0	3	17
<i>Oligoneuriella</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ephemera</i>	0	0	1	0	0	14	0	0	0
<i>Ephemerella</i>	0	0	0	0	0	0	0	19	0
<i>Habrophlebia</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0
<i>Vellidae Vellia</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Elmidae Elmis</i>	0	0	0	4	0	0	0	4	0
<i>Elmidae Limnius</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Hydrocyphon</i>	0	0	5	0	3	0	0	5	0
<i>Ecnomidae Ecnomus</i>	0	0	0	0	2	0	0	2	0
<i>Sericostomatidae Sericostoma</i>	0	0	0	0	0	0	13	0	0
<i>Brachycentridae Micrasema</i>	0	0	0	5	0	18	0	23	0
<i>Rhyacophila s. stricto</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Hydropsychidae Hydropsyche</i>	0	0	0	0	5	0	0	3	0
<i>Chironomini</i>	6	55	0	2	47	0	16	0	5
tribu de Simuliini	0	0	1	0	0	0	0	0	9
attention tribu de Limoniini	0	0	0	0	13	0	0	0	0
attention tribu de Pediciini	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Orthocladiinae lato sensu</i>	5	24	12	0	0	5	0	0	23
<i>Tipulidae</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Tabanidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Psychodidae</i>	0	0	0	4	0	0	0	5	0
<i>Stratiomyidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0

L'analyse faunistique nous apprend qu'un total de 50 taxons se répartit au sein de 9 stations. Quatre embranchements sont représentés : les Plathelminthes, les Mollusques, les Annélides et les Arthropodes (détails en annexe). L'hétérogénéité des résultats nous pousse à réaliser une analyse multivariée afin de mieux discerner les facteurs influençant la variabilité de nos résultats.

III.1 Analyse factorielle des correspondances (AFC) :

Le tableau faunistique réunissant les abondances des différents taxons dans les 9 stations est traité par Analyse Factorielle des Correspondances (AFC). L'AFC nous donne la position des stations en fonction de la présence des taxons pondérée par leur abondance (Fig.23). Parallèlement, la position des taxons est fonction de la présence dans les stations pondérée par l'abondance (Fig.24). L'examen de l'histogramme des valeurs propres nous apprend que le pourcentage de variance expliquée par chaque axe de l'AFC reste faible, respectivement 20,9 % et 17 % pour le premier et le deuxième axe. Les stations et les espèces ne semblent pas se disperser selon un gradient fort et très marqué dans le plan factoriel F1-F2. Aucun gradient fort ne semble donc expliquer cette distribution.

La représentation des positions des stations classifiées en perte ou résurgence dans le plan F1-F2 montre que les stations ne semblent pas non plus se répartir en fonction de ce critère (pertes ou résurgences). Il semble donc qu'il n'existe pas de variance perte/résurgence expliquant de manière significative la répartition des taxons. Par contre, les stations appartenant à la même rivière se regroupent dans le plan F1-F2. En particulier, les deux sites de Falmignoul et de Wellin sont très groupés. La variance rivière semble donc plus importante que la variance perte/résurgence.

Cette AFC ayant été réalisée sur l'ensemble des trois cours d'eau, il serait plus intéressant d'analyser rivière par rivière en vue de distinguer l'influence du parcours souterrain sur la qualité des eaux.

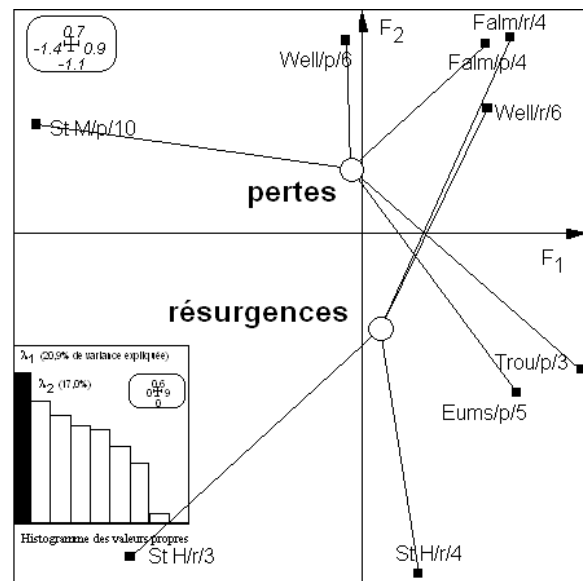


Figure 23 : Résultat de l'AFC appliquée au tableau [50X9]. Position moyenne des stations selon le critère perte/résurgence dans le plan factoriel F1-F2 de l'analyse.

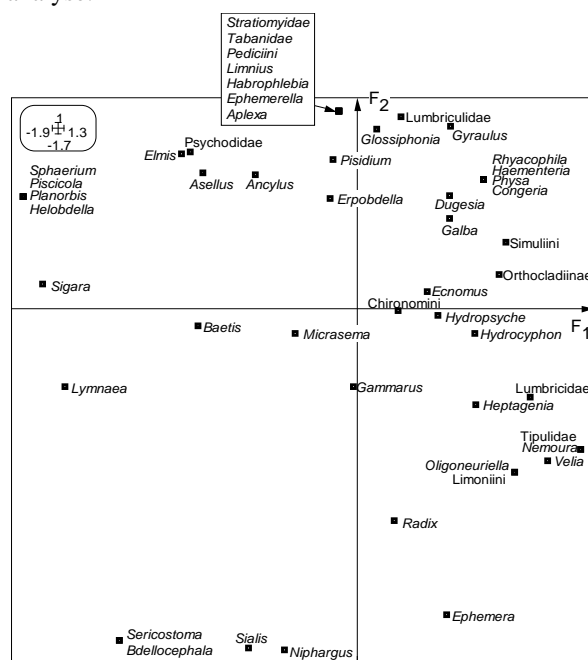


Figure 24 : Position des taxons dans le plan factoriel F1-F2 de l'analyse.

En premier lieu nous allons comparer les indices biotiques pour les pertes et résurgence de chaque rivière.

III.2 Indice biotique et IBGN

III.2.1 Ruisseau de Falmagne :

Station	Falmagne	Perte	Résurgence
IB	Unités systématiques	6	4
	Groupe faunistique	Heptagenia	Mollusques
IBGN	Note /10	5	4
	Unités systématiques	6	6
	Groupe faunistique	Heptagenia	Chironomidae
	Polluosensibilité (1)	5	1
	Note /20	6	2

Note (1) : La colonne polluosensibilité correspond au rang occupé par le taxon indicateur sur l'échelle décroissante de polluosensibilité du tableau IBGN allant de 9 à 1.

Tableau IV : IB et IBGN pour le ruisseau de Falmagne

On assiste, dans le cas de Falmignoul, à une diminution de la polluosensibilité pour l'espèce indicatrice. (On passe de 5 à 1, tableaux IV) Cette diminution s'explique par une baisse de la qualité des eaux. Toutefois, il est à noter que la résurgence de par sa configuration peut, en partie, expliquer cette diminution. En effet, cette résurgence donne naissance à un ruisseau d'une largeur de 2 m sur une longueur de 20 m avant de se jeter dans la Meuse par un système de moine. Il est donc impossible pour les taxons ayant un mode de dispersion aquatique de coloniser cette résurgence que ce soit par l'aval ou par l'amont, le temps de transfert étant de 72 heures.

III.2.2 Ruisseau de la fontaine Saint-Hadelin :

Station	Saint-Hadelin	Trou Meria	Saint-Martin	Eumsimont	Saint-Hadelin	Saint-Hadelin
IB	Unités systématiques	8	14	9	7	9
	Groupe faunistique	Nemoura	Baetis	Heptagenia	Brachycentridae	Brachycentridae
IBGN	Note /10	7	6	7	6	6
	Unités systématiques	13	17	11	7	10
	Groupe faunistique	Nemoura	Brachycentridae	Isoperla	Brachycentridae	Brachycentridae
	Polluosensibilité	6	8	9	8	8
	Note /20	10	13	12	10	11

Tableau V : IB et IBGN pour le ruisseau de Saint-Hadelin.

Le ruisseau de la fontaine Saint-Hadelin ne montre pas de diminution de polluosensibilité pour la résurgence. La différence de qualité entre amont et perte réside dans la diminution de la diversité (unités systématique (U.S.) (Tableau V)), les résurgences étant généralement moins diversifiées que des stations pouvant être colonisées par l'amont. En effet, dans le calcul d'indice, une diminution des U.S. provoque une diminution de la cote finale. Il semblerait donc que la qualité n'ait pas diminué. Les indices biotiques et IBGN seraient-ils inadéquats pour des systèmes pertes-résurgences ?

III.2.3 Ruisseau de Wellin :

Station	Wellin	Perte	Résurgence
IB	Unités systématiques	19	15
	Groupe faunistique	Heptagenia	Heptagenia
	Note /10	9	8
IBGN	Unités systématiques	25	17
	Groupe faunistique	Brachycentridae	Heptagenia
	Polluosensibilité	8	5
	Note /20	15	10

Tableau VI: IB et IBGN pour le ruisseau de Wellin

Pour le ruisseau de Wellin, nous notons une diminution de la polluosensibilité ainsi qu'une diminution des U.S.

Puisque dans les indices biotiques, une composante diversité et une composante polluosensibilité se superposent pour fournir un indice fini, il est parfois malaisé d'attribuer l'origine d'une diminution de l'IBGN à une diminution de la qualité d'eau. L'analyse par traits biologiques de nos résultats fournira vraisemblablement une analyse plus fine de nos données.

III.3 Les traits biologique, physiologique et écologique

III.3.1 Utilisation des données :

Les traits biologiques furent encodés dans un tableau de façon à avoir pour chaque taxon, les notes d'affinités (codage flou) pour les différentes modalités des traits. (Fig. 25)

	Type de nourriture :								
	1 séd. fins + microorg.	débris <1mm	débris végétaux >1mm	microphytes vivants	macrophytes vivants	animaux morts >1mm	microinvertébrés vivants	macroinvertébrés vivants	vertébrés
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Gastéropodes et Bivalves:									
<i>Ancylus</i>			2	5	2				
<i>Planorbis</i>			3	2	2	1			
<i>Lymnea</i>		1	2	3		3		2	
<i>Pisidium</i>		3		5			2		
<i>Sphaerium</i>		3		5	1		2		
<i>Radix</i>			3	5	3	1	3	1	
<i>Galba truncatula</i>		1	3	4	2	1			

Fig. 25 : Base de données des traits biologique

Ensuite, les lignes correspondant aux taxons présents dans les prélèvements sont recopiées dans un autre tableau de façons à pouvoir être pondérées par les abondances. Une fois les lignes pondérées par les abondances, chaque colonne représentant une modalité d'un traits est sommée, puis transformée en une fréquence relative (Fig.26).

tribu de Simuliini	9	1	0	27	0	9	0	0	0	9	0
<i>Limoniidae</i>			0	0	0	0	0	0	0	0	0
attention tribu de <i>Limoniini</i>			0	0	0	0	0	0	0	0	0
attention tribu de <i>Pediciini</i>			0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orthocladinae lato sensu</i>	23	1	0	46	0	92	23	0	23	0	0
<i>Tipulidae</i>			0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tabanidae</i>			0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psychodidae</i>			0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stratiomyidae</i>			0	0	0	0	0	0	0	0	0
Somme	18		17	252	566	435	170	217	244	168	6
Fréquence (%)			0,83	12,2	27,5	21,1	8,26	10,5	11,9	8,16	0,29
	A	P/A	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	abondance	Présence/Absence	1 séd. fins + microorg.	2 débris <1mm	3 débris végétaux >1mm	4 microphytes vivants	5 macrophytes vivants	6 animaux morts >1mm	7 microinvertébrés vivants	8 macroinvertébrés vivants	9 vertébrés

Fig. 26 : établissement des fréquences relatives

Un fois les fréquences relatives établies, nous pouvons réaliser les distributions de fréquences afin de pouvoir comparer pertes et résurgences.

III.3.2 Comparaison des traits biologiques

III.3.2.1 Le ruisseau de Falmagne

i) Valeur saprobiale :

Depuis les travaux de Zelinka et Marvan, 1961, et Sladeczek, 1973, on peut classer les différentes espèces de macroinvertébrés en fonction de leur polluo-résistance à une pollution organique, cette polluo-résistance étant déterminée à partir d'observation de terrain et/ou d'expérience de laboratoire. Chaque espèce (genre) se voit affecter un coefficient (Moog, 1995). Nous utiliserons le terme de valeur saprobiale.

On distingue ainsi de façon simplifiée des espèces allant de xénosaprobe, pour des espèces pas du tout polluo-résistantes, à polysaprobe pour des espèces très polluo-résistantes.

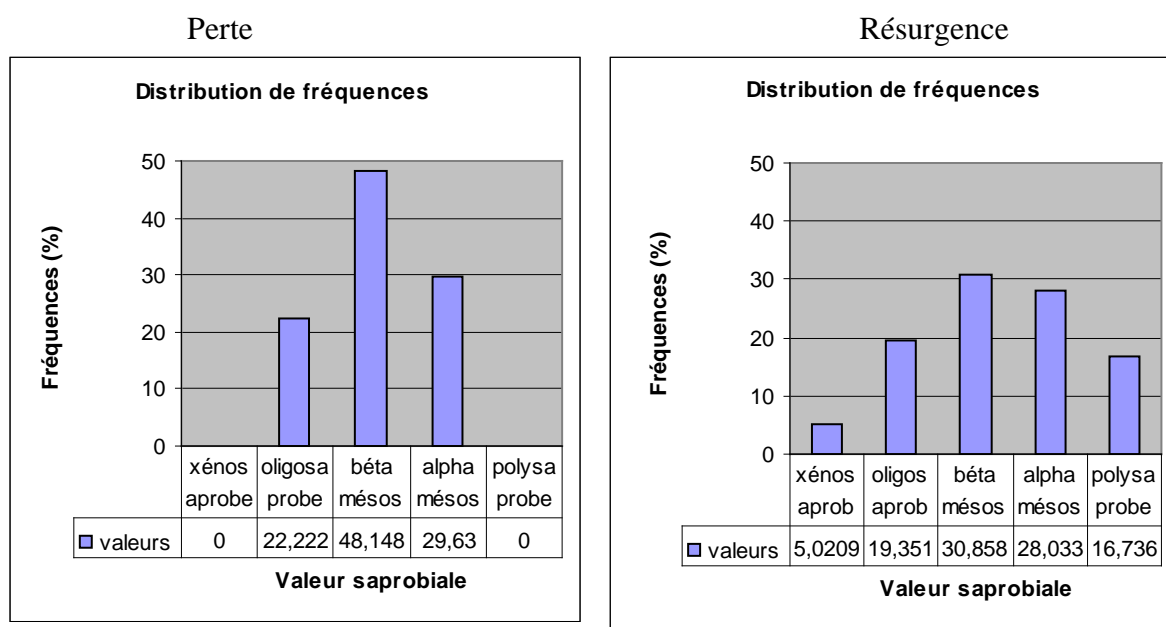


Figure 27 et 28 : Distribution de fréquence pour le trait valeur saprobiale pour le ruisseau de Falmagne.

On constate l'apparition d'espèces polysaprobe à la perte, avec un déplacement de la distribution vers la droite, ce qui indiquerait une diminution de la qualité d'eau. Toutefois, l'apparition, à la perte, d'espèces à caractère xénosaprobe contredit cette hypothèse.

ii) Degré de trophie :

En fonction de nombreux paramètres liés à la chimie de l'eau (et notamment la teneur en azote et phosphore), on peut distinguer des eaux eutrophes où ces deux composants sont abondants, des eaux oligotrophes où ces deux composants sont rares, et enfin des eaux mésotrophes où les teneurs de ces deux composants ont des valeurs intermédiaires.

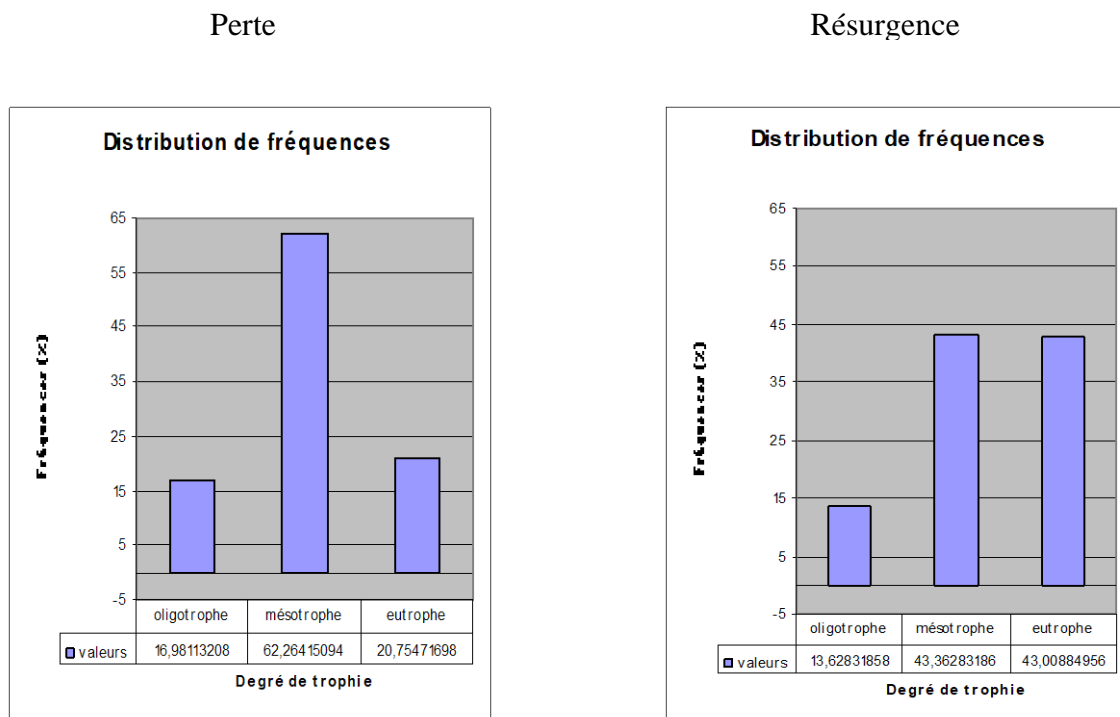
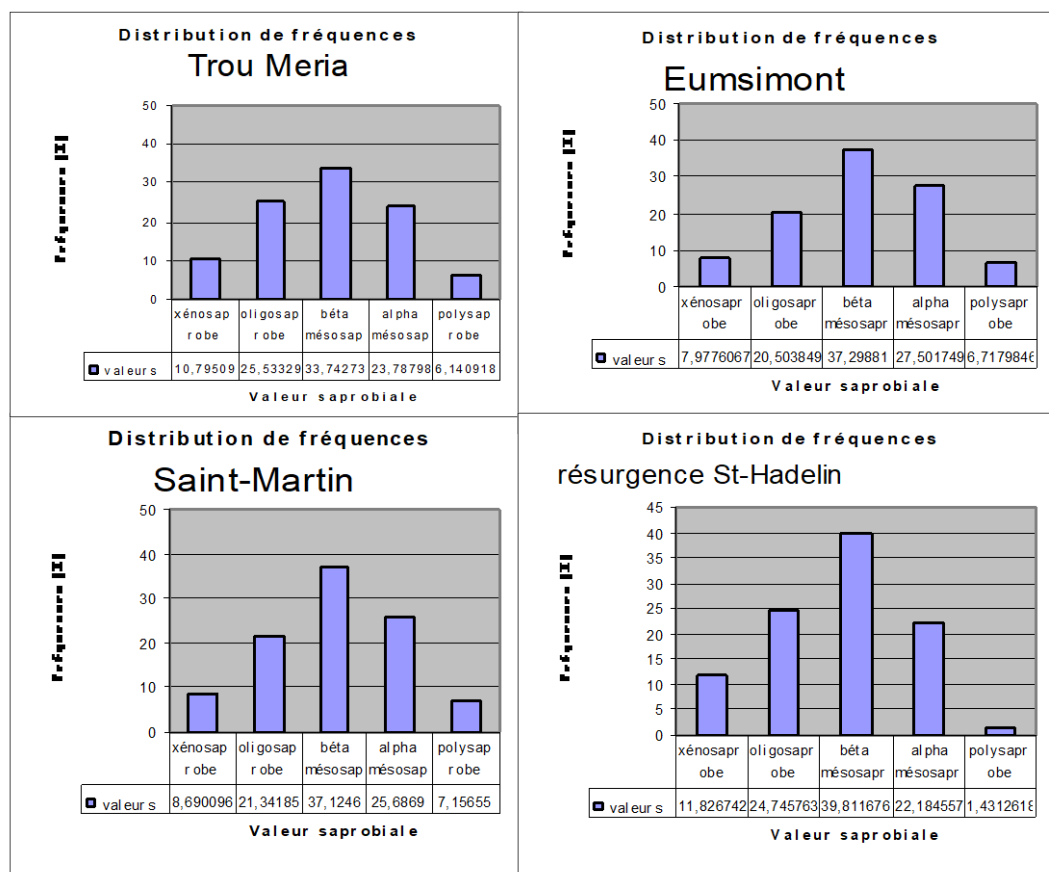


Figure 29 et 30 : distribution de fréquence pour le trait de degré de trophie pour le ruisseau de Falmagne

Les modalités oligotrophes et mésotrophes diminuent contrairement à la modalité eutrophe qui voit son pourcentage doublé par rapport à la résurgence. Il semblerait donc que la qualité de l'eau soit inférieure à la résurgence.

III.3.2.2 Le ruisseau de la Fontaine Saint-Hadelin

i) Valeur saprobiale :



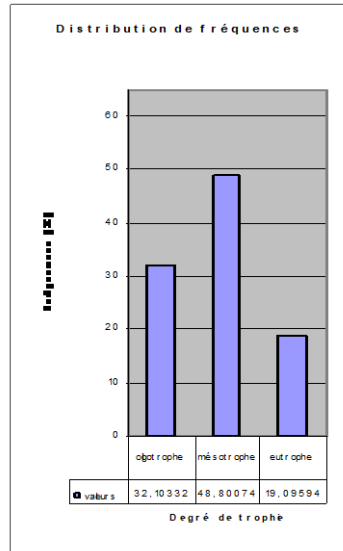
Note : les traits biologiques pour la résurgence sont le résultat d'une moyenne des traits biologiques pour les prélèvements du 17 mars 2003 et du 7 avril 2003.

Figure 31 à 34 : distribution de fréquences pour le trait valeur saprobiale pour le ruisseau de Saint-Hadelin

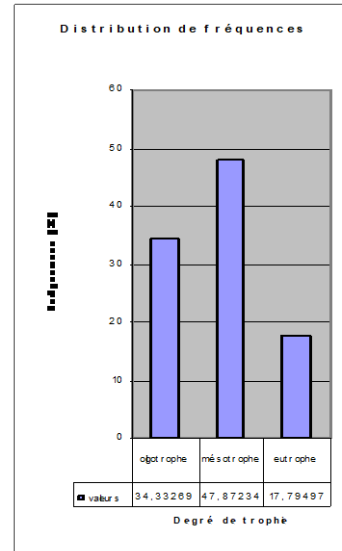
On observe un déplacement des valeurs de la droite vers la gauche signifiant une amélioration de la qualité d'eau. Les 6.7 % de moyenne pour la modalité polysaprobe des pertes diminuent de plus de 5% pour la résurgence.

ii) Degré de trophie :

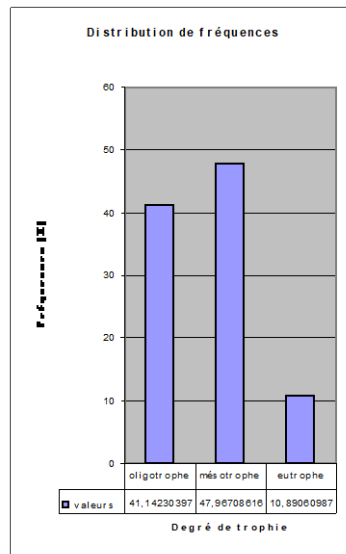
Trou Meria



Eumsimont



Saint-Martin



Saint-Hadelin

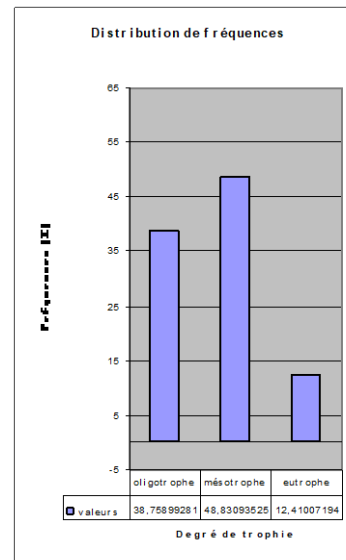


Figure 35 et 36 : distribution de fréquence pour le trait de degré de trophie pour le ruisseau de Saint-Hadelin.

Comme pour la valeur saprobiale, la résurgence semble être moins eutrophe que les pertes, à raison de 10% contre 12% pour Eumsimont et Saint-Martin et 19% pour le Trou Meria(Figure 35 et 36.).

• III.3.2.3 Le Ry d'Ave de Wellin

i) Valeur saprobiale :

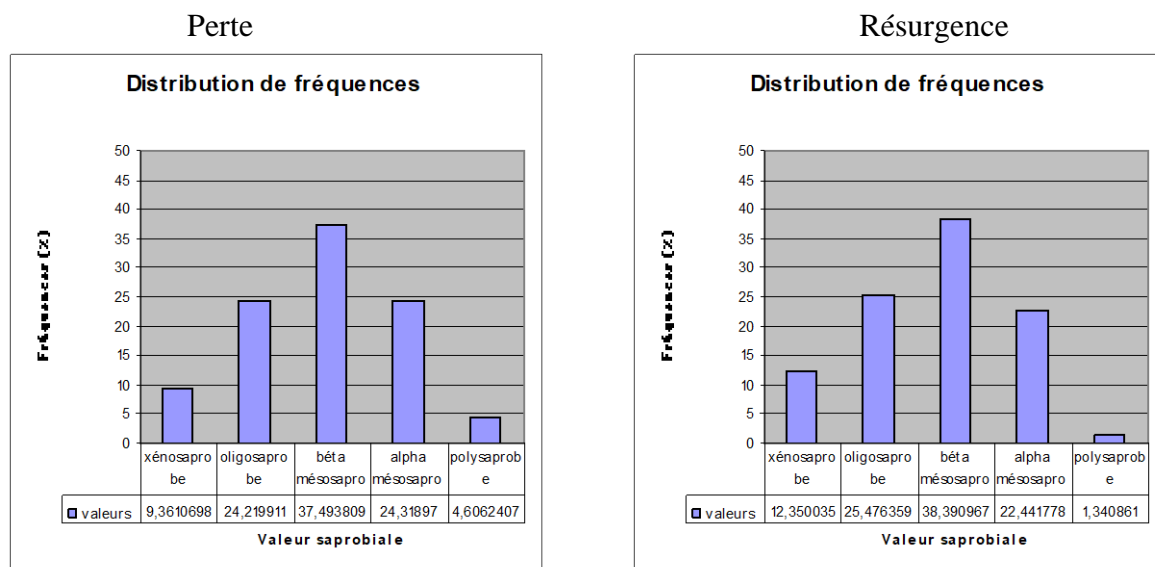


Figure 37 et 38 : distribution de fréquence pour le trait de la valeur saprobiale pour le ruisseau de Wellin

Les distributions de fréquences pour la valeur saprobiale semblent indiquer une amélioration de la qualité de l'eau pour la résurgence. En effet le pourcentage de polysaprobe diminue, alors que les xénosaprobés augmentent.

Cette évolution est similaire à celle du ruisseau de la Fontaine Saint-Hadelin.

ii) Degré de trophie :

Le degré de trophie semble confirmer une amélioration de la qualité de l'eau à la résurgence. On constate que le pourcentage de la modalité eutrophe diminue de 9 %, passant de 19 % à 10%. Le pourcentage pour la modalité oligotrophe est également en augmentation par rapport à la perte.

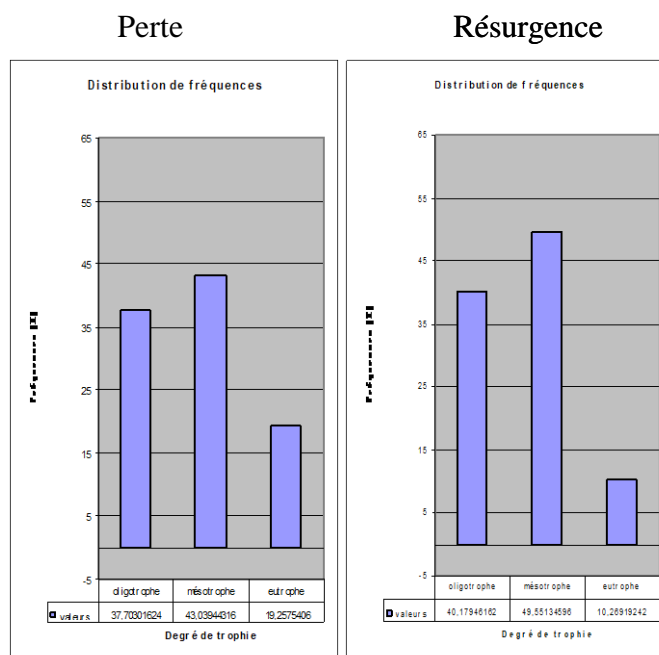


Figure 39 et 40 : distribution de fréquence pour le trait de degré de trophie pour le ruisseau de Wellin.

V Discussion

Afin de caractériser le milieu de la manière la plus complète possible, nous nous sommes attardés sur des composantes abiotiques et biotiques. La première étape fut de réaliser des analyses de nutriments caractéristiques de l'état de pollution du milieu. Ensuite, nous avons prélevé les macroinvertébrés afin de confirmer l'état de pollution pré-décrit par l'analyse physico-chimique.

L'analyse des nutriments nous a permis de déceler un certain niveau de pollution organique. Effectivement, les concentrations en phosphate sont, de manière générale importantes, que ce soit au niveau des pertes ou au niveau des résurgences. L'analyse de la concentration en phosphate entre perte et résurgence ne nous permet pas d'établir un phénomène épuratoire au niveau souterrain. L'élimination du phosphate en milieu de surface se fait par son assimilation par les végétaux. La faible biomasse végétale au niveau souterrain pourrait expliquer ce manque de contraste entre la perte et la résurgence.

Les résultats de l'analyse des nitrates sont similaires à ceux rencontrés pour les phosphates. Ceci est sans doute également lié à la faible biomasse végétale souterraine. En ce qui concerne les nitrites et l'ammonium, une diminution des concentrations a été observée entre perte et résurgence. On remarque aussi une nitrification souterraine, ce qui témoignerait de la présence de bactéries nitrifiantes dans le parcours souterrain.

Une analyse factorielle des correspondances (AFC) de l'abondance faunistique fut réalisée de façon à établir si un éventuel gradient perte-résurgence expliquerait la variabilité de distribution des taxons. Le pourcentage de variance expliquée par chaque axe de l'AFC reste faible, respectivement 20,9% et 17%. Les stations et les espèces ne semblent pas se disperser selon un gradient fort et très marqué dans le plan factoriel F1-F2. Aucun gradient fort ne semble donc expliquer cette distribution si ce n'est un gradient rivière. A partir de ce résultat il nous a semblé plus opportun de reconsidérer notre problématique rivière par rivière et non dans leur globalité en ce qui concerne les indices et les traits biologiques. Il est à noter qu'une analyse en composante multiple fut réalisée sur les traits biologiques et une analyse de co-inertie a été utilisée afin d'étudier une éventuelle relation entre traits biologiques et structure faunistique. Ces deux analyses ne donnant pas d'élément de réponse supplémentaire à notre problématique perte – résurgence, il ne nous a pas semblé opportun de présenter ces résultats.

L'interprétation des indices biotiques dans le cas du ruisseau de Falmagne nous a permis d'attribuer la diminution de la qualité des eaux à la résurgence à une diminution de la polluosensibilité des espèces. Ceci n'est pas le cas des sites de Wellin et de Saint-Hadelin où cette diminution de qualité semblerait imputable à une diminution de la diversité des espèces. Comme les résurgences sont généralement caractérisées par une faible diversité des espèces du fait que ces milieux sont difficilement colonisables par l'amont, l'analyse par indice biotique semble peu adaptée. L'analyse par traits biologiques fournira vraisemblablement une analyse plus fine des données récoltées. En effet, celle-ci permet de travailler au niveau du taxon et non au niveau de la population globale du milieu. Ceci nous permet d'éliminer le facteur diversité.

L'interprétation des traits biologiques nous a permis de confirmer la diminution de qualité des eaux entre la perte et la résurgence du ruisseau de Falmagne. Par contre pour les deux autres sites, l'interprétation des traits biologiques nous montre une amélioration de la qualité d'eau entre perte et résurgence ce qui va à l'encontre de ce que laissait attendre l'interprétation des indices biotiques.

VI Conclusions

L'analyse physico-chimique nous montre que les trois ruisseaux étudiés comportent des valeurs en nitrate et en phosphate relativement élevées. Une pollution organique et une eutrophisation semblent être les causes de ces concentrations élevées. L'analyse des phosphates et des nitrates ne montre pas de différence entre résurgence et perte. Ceci pourrait être dû à une faible biomasse végétale le long du parcours souterrain de l'eau.

Cependant, la circulation souterraine semble subir une nitrification, les concentrations en nitrite et en ammonium diminuant aux résurgences. Il y a donc épuration du milieu en ce qui concerne ces composant physico-chimiques, ce qui laisse présager la présence de bactérie nitrifiante au sein des réseaux karstiques.

L'analyse factorielle des correspondances du tableau faunistique nous permis d'écarter la thèse d'une variance perte – résurgence expliquant la répartition des stations en fonction des espèces. Il en va de même pour la répartition des taxons en fonctions des stations. Le rapprochement des stations d'une même rivière dans le cas de Wellin et de Falmagne semble préciser qu'un gradient rivière expliquerait d'une façon plus marquée la répartition des stations, ainsi que celle des taxons.

Huit traits biologiques présentés à la fin du chapitre matériel et méthodes ont été utilisés durant notre étude. Seul le degré de trophie et la valeur saprobiale ont été présentés, les autres n'apportant que peu d'information dans le cadre de la problématique perte-résurgence. Le degré de trophie et la valeur saprobiale confirment les mauvaises notes d'indices pour la résurgence de Falmagne. Il apparaît toutefois que les sites de Wellin et de Saint-Hadelin voient leurs valeurs d'indices contredites par les traits biologiques. Rappelons que les faibles valeurs d'indice pour ces deux stations proviennent en partie de la faible diversité des résurgences. Cette faible diversité provient certainement du fait que les résurgences ne puissent généralement pas être colonisées par l'amont (ni par l'aval dans le cas de Falmagne).

L'analyse plus pointue de traits biologiques, et l'amélioration de la physico-chimie nous permet de présager une autoépuration en milieu karstique.

VII Perspectives

L'idée d'une étude similaire à plus grande échelle en augmentant le nombre de sites étudiés ainsi que le nombre d'échantillonnages semble être intéressantes. En effet, il ne nous a pas été possible de réaliser plus d'échantillonnages durant l'année, l'étude portant au départ sur un seul site, les deux autres s'ajoutant de manière tardive dans l'année.

De plus, d'un point de vue statistique, une analyse factorielle des correspondances cours d'eau par cours d'eau et non plus sur l'ensemble des sites permettrait peut-être la mise en évidence d'un gradient fort expliquant la variabilité de la distribution des taxons.

Les résultats obtenus pour les nitrites nous encouragent à compléter nos analyses physico-chimiques par d'autres composantes telles que la demande biologique en oxygène, de façons à comprendre d'avantage les mécanismes de nitrifications en milieu souterrain.

Il serait également intéressant de se pencher sur une méthode d'échantillonnages en milieu souterrain, afin de mieux en comprendre les mécanismes.

Enfin, une étude s'étalant sur une plus longue période rendrait les résultats plus fiables face à la variabilité naturelle à long terme des systèmes écologiques.

VIII Références bibliographiques

- Beauchamp J. 2002 Université de Picardie Jules Verne -Note de cours.
- Behrens H. and al. 2000.Toxicological and ecotoxicological assessment of water tracers. *Hydrogeology Journal* (2001) 9 : 321-325
- Charvet S. 1999. Intégration des acquis théoriques récents dans le diagnostic de la qualité Ecologique des cours d'eau à l'aide des bioindicateurs invertébrés.
- Charvet S. 1995. Les méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux basées sur les macroinvertébrés benthique.
- CWEPSS – Région Wallonne 1998. Campagne de traçage en région karstique a Hastière N°97/52.237.
- De Broyer C. Thys G. Fairon J. Michel G. 1999. Atlas du karst wallon – Haute Meuse – Province de Namur.
- Descy J.-P. - Pollution des eaux
- Edeline F. 2001. Le pouvoir autoépurateur des rivières.
- Ek C. 1999. Atlas du Karts Wallon.
- Ek C. 1993 Les phénomènes karstique – note de cours.
- Evrard M. 1996. Le benthos en tant que bio-indicateur de la qualité d'eau. UNCED FUNDP Namur.
- Funcken L. et Meus Ph. 1999. Atlas du Karst Wallon.
- Gibert J., Danielopol D.L and J.A. Stanford Eds 1994. *Groundwater Ecology*. Academic Press, San Diego, USA, 571 pp.
- Hallet V. 1984 . Etude Hydrogéologique de la région de Celles (Houyet). Mémoire Diplôme Spécial Interuniversitaire en hydrogéologie, ULG.
- Hallet V. 2002. Cours d'hydrogéologie.
- Malard F., Plénet S., Gibert J., SPRING 1996 GWMR, 103-113. The use of invertebrates in ground water monitoring : a rising research field.
- Micha J.-C., Descy J.-P. Écologie des eaux continentales
- MRW – DGRNE et coll. - Etat de l'environnement Wallon – 2000

- Tachet H., Richoux Ph., Bournaud M. ; Usseglio-Polatera Ph. 2000. Invertébrés d'eau douce – systématique, biologie, écologie.
- Tercafs R. 1989. Etat actuel des connaissances sur les Invertébrés cavernicoles de Belgique. Proposition d'une prospection raisonnée par analyse de la banque informatisée
- Usseglio-Polatera P. et Beisel J.N. 1999. Traitements des résultats du monitoring of benthic invertebrate communities of benthic invertebrate communities of the Meuse River Data analysis.
- Van Den Broeck E., Martel E.-A. et Rahir ED. 1910. Les cavernes et les rivières souterraines de la Belgique
- Zwahlen F. et Renard P. 2000. Hydrogéologie générale.